



Naturalis

Repositorio Institucional

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Estudio del fitobenton del Río Salado (Buenos Aires) en vinculación a obras hidráulicas realizadas en la cuenca

Dos Santos, Analía B.

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: Casco, María Adela

Co-dirección: Claps, María C.

Facultad de Ciencias Naturales y Museo
2015

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20160303001439>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP

Trabajo de tesis para optar por el título de Dr. en Ciencias Naturales



**Universidad Nacional de La Plata
Facultad de Ciencias Naturales y Museo**

**Estudio del fitobenton del río Salado (Buenos Aires)
en vinculación a obras hidráulicas
realizadas en la cuenca**

Lic. Analía B. Dos Santos

**Director: María Adela Casco
Codirector: María C. Claps**

2015

A papá, por haberme enseñado con el ejemplo
que el esfuerzo tiene sus recompensas
y por darme fuerzas cada vez que las necesito.

A la abuela, por su ternura y calidez inmensas.

A ambos, por enseñarme a ponerle amor y humor a las cosas

AGRADECIMIENTOS

Quiero expresar mi agradecimiento a todas las personas que han hecho posible la realización de este trabajo.

A mis directoras: Dra. María Adela Casco y Dra. María Cristina Claps por guiarme, enseñarme, aconsejarme y ayudarme a crecer en lo profesional y personal.

Gracias María Adela por creer en mí en todo momento. Gracias por tu enorme paciencia y por todo el apoyo recibido. Gracias por acompañarme durante todo el proceso. Gracias por alentarme siempre.

Gracias Cristina por estar siempre dispuesta a aclarar mis dudas. Gracias por tu visión práctica y concreta.

A Eduardo Kruse, por cederme gentilmente datos de precipitaciones. A Nancy Neschuk por atenderme y estar dispuesta a brindarme información de las obras hidráulicas proyectadas y realizadas. A Elisa Bazzuri por realizar los análisis físico-químicos de uno de los muestreos. A Silvana Velásquez por esterilizar sedimento.

A Néstor Gabellone por enseñarme técnicas de laboratorio y por los muestreos compartidos, en los que aprendí tanto. Por tu estímulo. Por aportar otro punto de vista sobre las cosas.

A Lía y Hernán por estar dispuestos a ayudarme tanto en cuestiones prácticas, como por animarme a seguir adelante. Por las charlas compartidas y por darme consejos.

A mis compañeros de Ficología que han hecho que las horas allí sean más fáciles y agradables. Por su colaboración en la determinación de algas, en facilitarme material y en guiarme. Por sus consejos y su excelente compañía. Especialmente quiero agradecer a quienes considero mis hermanas académicas mayores, Eli y Tati, por su paciencia y consejos que tanto me sirvieron, por los momentos compartidos que me han hecho crecer como persona. Gracias Eli por tu ayuda con la estadística. Gracias Tati por tu ayuda en la determinación de diatomeas, el inglés, por tu compañía y ánimo constantes.

A los jurados de esta tesis, Dra N. Gómez, Dra. I. Izaguirre y Dra. I. O'Farrell por sus observaciones y sugerencias que ayudaron a mejorar este trabajo.

Finalmente quiero agradecer a mis afectos fuera del ámbito académico.

A mi familia, especialmente a mamá, Gabi y Walter, que me apoyaron y aguantaron aún sin terminar de entender qué es lo que estaba haciendo.

A Marce, por su paciencia y por acompañarme en este proyecto.

A mis amigas, mis hermanas de la vida, por confiar en mí desde el comienzo y darme fuerzas constantemente.

RESUMEN

La cuenca del río Salado ha estado sujeta históricamente a crecidas periódicas y ciclos de sequía estacional, debido a los ciclos húmedos y secos característicos de la región que se ven magnificados por el escaso desarrollo natural de su red hidrográfica. Los ecosistemas naturales del área de la cuenca están adaptados a esta situación, ya que las inundaciones mejoran la calidad de los suelos y de las aguas superficiales y subterráneas, reflejándose en la abundancia de poblaciones biológicas nativas.

Esta zona, así como el resto de la región pampeana, constituye la principal productora de alimentos de nuestro país; por lo tanto las actividades agrícolas-ganaderas y el desarrollo urbano aportan concentraciones significativas de nutrientes a los cuerpos de agua.

La problemática socio-económica de las inundaciones ha resultado en la construcción de canales de drenaje y la realización de obras de regulación de caudales. Estudios de características físicas, químicas y biológicas del agua mostraron alteración de los procesos que naturalmente sucedían en la cuenca. Por otra parte se han incorporado áreas naturalmente arreicas a la cuenca que promovieron cambios en la calidad del agua.

Estas obras hidráulicas incorporaron mayores concentraciones de sales, sólidos en suspensión y nutrientes en áreas de la cuenca. Además, durante los períodos de realización de las mismas se genera el transporte de materiales, cambios en la velocidad de corriente y modificaciones de la calidad del agua.

En los sistemas acuáticos continentales las complejas interacciones existentes entre factores hidrológicos, de calidad del agua y bióticos se ven reflejadas en la biomasa y composición taxonómica del fitobenton, debido a la habilidad de las algas bentónicas para crecer y prosperar en dichos ambientes. Además, debido a que representan un registro inmediato e histórico, las algas bentónicas pueden utilizarse como indicadores de calidad del agua de ríos.

Los objetivos generales de la presente tesis fueron **analizar la dinámica y la estructura del fitobenton en el río Salado en relación con las características del agua, la geomorfología y el ciclo hidrológico, así como examinar el efecto que las obras hidráulicas realizadas y en ejecución producen sobre el fitobenton.**

El estudio se realizó a diferentes escalas espaciales y temporales, por medio de análisis a campo y en laboratorio:

- A nivel cuenca se llevó a cabo un **análisis extensivo estacional durante un ciclo anual**, involucrando el estudio del cauce principal, los más importantes afluentes y canales

artificiales. Esta primera aproximación incluyó 13 sitios de muestreo distribuidos en la cuenca superior, los afluentes que vehiculizan el agua de las zonas serranas y la cuenca inferior. Se analizaron las características físico-químicas del agua y del sedimento, así como la biomasa y composición del fitobenton y su relación con condiciones hidrológicas del sistema, principalmente asociadas con obras hidráulicas efectuadas. A partir de ese primer análisis se comprobó la existencia de sectores con diferentes concentraciones de nutrientes (mayores en la cuenca superior y menores en el sector de los afluentes de la zona serrana) y de sales (con mayores concentraciones en la cuenca superior debido al ingreso del agua proveniente de la pampa arenosa, y en la desembocadura) que se vio reflejada en la composición del fitobenton. El análisis de la granulometría de los sedimentos evidenció mayores proporciones de arenas, limos y arcillas en la cuenca superior y en el sector de los afluentes de la zona serrana, y granulometrías más gruesas en la cuenca inferior, siendo tosca y conchilla los sustratos disponibles para el fitobenton cerca de la desembocadura. Si bien el muestreo coincidió con un ciclo hidrológico relativamente seco, pudieron evidenciarse en el sedimento los fenómenos de erosión / depositación, tanto en la composición granulométrica como en la biomasa y composición del fitobenton, con integrantes del fitoplancton viviendo en los sedimentos, evidenciando fenómenos de sedimentación. Obras hidráulicas puntuales generaron resuspensión de los sedimentos, con el consecuente aumento de la turbidez del agua y disminución en la disponibilidad de luz para el desarrollo algal, resultando en marcadas disminuciones de la biomasa en aquellos sectores perturbados.

- Se realizó un **análisis intensivo en una zona de la cuenca** que abarcó un sistema de río y canales. Se eligió un área en donde pudieran discriminarse la dinámica de ambos, su relación con cuerpos de agua lénticos y con las obras hidráulicas realizadas y en ejecución. Se estudiaron el fitobenton y las características físico-químicas del agua y los sedimentos en dos momentos hidrológicos. El fitobenton del Canal Mercante, que transporta agua proveniente de la pampa arenosa con altas concentraciones de sales, estuvo bien desarrollado y compuesto por taxa adaptados a vivir bajo esas condiciones ambientales. El sistema de lagunas ubicado aguas abajo de ese canal, resultó en amortiguador de las cargas salinas, de acuerdo también con los resultados obtenidos por investigaciones previas; la biota algal desarrollada bajo menores concentraciones de sales, estuvo integrada por taxa típicos de ambientes dulceacuícolas. La estructura, biomasa y composición del fitobenton reflejaron los fenómenos de erosión / depositación en relación con las diferentes condiciones hidrológicas analizadas. También se observó que en ambientes lóticos naturales el fitobenton varía temporalmente en su estructura y diversidad, mientras que en canales la complejidad algal del fitobenton es menor, siendo influenciado en mayor medida por los cambios hidrológicos.

En cuanto al efecto sobre el fitobenton de las obras hidráulicas realizadas a corto plazo, se analizaron dos sectores de un tramo, tanto durante la ejecución de obras de dragado como una vez finalizadas las mismas. Durante la realización de las obras se observó, en uno de los sectores estudiados, el efecto puntual de la alteración del flujo de agua y de la depositación de los sedimentos, resultando en escaso desarrollo fitobentónico donde sólo se encontraron unas pocas diatomeas pennadas. Finalizadas las obras la composición y desarrollo del fitobenton fue similar en ambos sectores. Este estudio puso de manifiesto la susceptibilidad de las comunidades bentónicas a la movilización de los sedimentos por obras, así como la resiliencia del fitobenton del río Salado a esos niveles de disturbio.

- A **escala de análisis experimental en laboratorio**, se analizó el efecto sobre el fitobenton de variables particulares: la velocidad de corriente y el pastoreo.

Estas experiencias se realizaron con velocidades de corriente mínima, en búsqueda de un rango en el que pudieran discriminarse los fenómenos de resuspensión y decantación de los sedimentos. En los valores de velocidad de corriente analizados se verificó un efecto sobre la biomasa (clorofila *a*) del fitobenton. Con velocidades de 0,03 cm/s se desarrollaron poblaciones algales con distribución agregada y biomasa promedio de 70 mg/m² de clorofila *a*. Otras dos velocidades mayores resultaron en valores similares entre sí de biomasa (40 mg/m² cl.*a*) y una distribución espacial más uniforme. Si bien los taxa algales más abundantes en todos los acuarios y fechas fueron diatomeas pennadas, se identificó a la velocidad de corriente como variable forzante de la estructura y biomasa del epipelon entre 0,03 y 0,15 cm/s.

El efecto del pastoreo sobre el fitobenton se estudió utilizando invertebrados comunes en la cuenca del río Salado: el anfípodo *Hyaella curvispina* y el gasterópodo *Heleobia parchappii*. Para ello se realizaron en primer lugar pruebas de comportamiento de los invertebrados en relación con diferentes ofertas de alimento; en segunda instancia se testeó el efecto de la densidad de ambos invertebrados sobre el desarrollo fitobentónico; y en última instancia se analizó el efecto de la presencia de pastoreadores tanto sobre la biomasa como la composición algal. La presencia del gasterópodo resultó en una disminución de la biomasa del fitobenton cercana al 40%, mientras que el anfípodo también afectó negativamente el desarrollo algal posiblemente tanto por el consumo como por los movimientos activos que realiza que resultan en mayor sombreado.

En esta tesis se comprobó que el fitobenton de la cuenca del río Salado es influenciado por las variables físicas y químicas del agua (concentración de sales y de nutrientes, disponibilidad de luz, velocidad de corriente y transporte de materiales) y de los sedimentos (disponibilidad y estabilidad del sustrato), así como por las interacciones bióticas. Se

conocieron las variables que favorecen el desarrollo del fitobenton en la cuenca del río Salado, así como las situaciones que generan perturbaciones, ya sea de origen natural como antrópicas, tales como la ejecución de obras hidráulicas. Estas relaciones pudieron evidenciarse claramente debido a que los estudios realizados a campo ocurrieron en períodos relativamente secos. Es posible que ante situaciones de mayores precipitaciones, con el consiguiente aumento en el caudal y la velocidad del agua, el escenario resulte en mayor homogeneidad en las variables estudiadas.

ABSTRACT

The Salado River basin has been historically subjected to periodic floods and seasonal droughts cycles, caused by the characteristic regional humid and dry climate cycles, and which are magnified by the scarce natural development of the hydrographic network. The natural ecosystems established on the watershed area are adapted to this situation as the floods improve the quality of soils and the superficial and underground waters, which in turn affect the abundance of the native biological populations.

This zone and the rest of the Pampean region constitute the principal area of food production of our country; in this way, the agricultural and livestock activities and the urban development generate significative contributions of nutrients to the waterbodies of the area.

The socio-economic problems derived from flood occurrence have resulted in the construction of drainage channels and other waterworks to regulate the river's flow. According to investigations related to physico-chemical and biological characteristics of water, these waterworks resulted in the alteration of the processes that naturally took place in the catchment. Moreover, certain natural arrheic zones were connected to the basin which greatly affected the water quality.

The waterworks generate the elevation of salt, suspended solids and nutrient concentrations in certain areas in the catchment. Furthermore, during the construction of these structures different variables were affected: changes in the particle transport rate by the river flow, changes in water velocity and modifications in water quality.

The complex interactions between the hydrological, water-quality, and biotic factors in continental aquatic ecosystems can be tracked in the biomass and taxonomic composition changes of the phytobenthon given that these algae are able to grow and thrive in these ambiances. Moreover, as they represent an immediate and historic record, these communities may be used as indicators of water quality level in rivers.

The general objectives of this thesis are to **analyze the structure and dynamics of the phytobenthon of the Salado River in relation to the water characteristics, the geomorphology and the hydrological cycle, as well as to examine the effect exerted over these communities by the waterworks that have been already constructed or that are in process of construction.**

This study was carried out at different spatial and time scales throughout field and laboratory work:

- At a catchment level, an extensive seasonal analysis was carried out through one year round. This involved the study at the main channel and the most important tributaries

and artificial channels. In this first approach, 13 sampling sites were included. These were located at the upper basin, the tributaries that drive the water coming from a mountainous zone and the lower basin. The water and sediment physico-chemical characteristics, as well as the phytobenthon biomass and taxonomic composition were analyzed and their relationships with the hydrological conditions of the system fundamentally associated to the waterworks were evaluated. These first analyses evinced the existence of river sectors characterized by different nutrient concentrations (greater concentrations at the upper basin and lower at the union of tributaries coming from the mountainous zones) and different salt concentrations (greater concentrations at the upper basin due to the input of water coming from the Pampa Arenosa zone and at the river mouth). The same zonation was observed as regards the phytobenthon composition. The sediment granulometric analysis showed higher proportions of sand, clay and silt at the upper basin sites and at the zone of union of the tributaries coming from the mountainous area, and coarser sediment particle sizes at the lower basin being tuff stone and shell fragments the substrates available for phytobenthon colonization near the river mouth. Although this field sampling coincided with a relative dry cycle, it was possible to record erosional and depositional processes affecting the sediment granulometric composition but also the phytobenthon biomass and taxonomic structure which included members of the phytoplankton community. This latter record evidenced the occurrence of depositional events. Particular waterworks generated the resuspension of sediments that elevated the water turbidity and diminished the light availability for the algae development. Thus, marked decreases of phytobenthon biomass at the perturbed sectors were recorded in turn.

- An intensive analysis of a sector of the catchment which included a river and several channels was carried out. This sector was chosen so as to evaluate the dynamics of the river itself together with that of the channels in relation to associated lentic ecosystems and waterworks built in the area. The phytobenthon and the water and sediment physico-chemical characteristics were studied at two different hydrological periods. The phytobenthon at Canal Mercante, a channel that drives water with high salt concentrations from the Pampa Arenosa, was well developed and constituted by taxa adapted to live under those environmental conditions. The system of shallow lakes located downstream of this channel functions as a buffer zone for the high saline loads; the algal biota developed at lower salt concentrations was composed of typical freshwater taxa. The structure, biomass and the composition of the phytobenthon evinced erosional and depositional processes in relation to both hydrological conditions. It could also be observed that at the natural lotic environments, the phytobenthon is more dynamic as regards its structure and diversity along time, meanwhile at the channels the algal community is less complex being mainly influenced by the hydrological changes.

In relation to the effect of the temporal waterworks over the phytobenthon, two sites of a sector were analyzed during the execution of dredging works and when these works were finished. When the dredging works were being carried out, a scarce development of the phytobenthon caused by sediment removal was observed in one of the sampling sites. There, only a few pennate diatoms were found. Once the waterworks were finished, the composition and development of the phytobenthon became similar at both sectors. This study revealed the susceptibility of the benthic communities to sediment removal during hydraulic works, as well as the resilience of the phytobenthon of the Salado River to these levels of perturbation.

- **At an experimental scale at the laboratory**, the effects of two particular variables were evaluated: water velocity and grazing.

The experiments were carried out under minimal water velocities in a range in which resuspension and deposition of sediments could be discriminated. At the chosen water velocity values, the effect over the phytobenthon biomass (chlorophyll a) was verified. At rates of 0,03 cm/s algal populations characterized by an aggregate distribution and a mean biomass value of 70 mg chl a/m² developed. At higher velocities, similar biomass values (40 mg chl a/m²) and a more uniform spatial distribution were recorded. Although the most abundant algal taxa in all the aquariums and at all sampling dates were pennate diatoms, it was established that the water velocity may comprise a forcing function of the algal biomass between the 0.03 and 0.15 cm/s.

The grazing effect over the phytobenthon was studied in an experiment using frequent invertebrates at the Salado River basin: the amphipod *Hyaella curvispina* and the gastropod *Heleobia parchappii*. In first instance, these invertebrates behaviours in relation to different food offerings were tested; later, the effect of these invertebrates densities over the phytobenthon were evaluated; and finally the effect of the presence of these grazers over the benthic algal biomass and composition was also analyzed. The presence of the gastropod resulted in ca. 40% diminution of the phytobenthon's biomass, meanwhile the amphipod may have negatively affected the algal development by consumption but also by perturbation caused by their active movements that derived in a higher shadowing of the algae.

In this thesis it is established that the phytobenthon of the Salado River basin is influenced by the water physico-chemical variables (salt and nutrients concentrations, light availability, water velocity and particle transport) and sediment variables (availability and stability of substrates), as well as biotic interactions. It was also possible to identify variables that promote the phytobenthon development at the Salado River basin, as well as natural or anthropic factors that generate perturbations such as the execution and construction of waterworks. These relationships were clearly evident because the studies were carried out

during a relatively dry climate period. It is possible that under more humid and rainy conditions, with the consequent raise of the water level and the water velocity, the scenario will tend to show a greater spatial homogeneity across the studied variables.

ÍNDICE

1- INTRODUCCIÓN.....	1
I. Dinámica y funcionamiento de los sistemas lóticos.....	1
II. Las obras hidráulicas y los efectos en los sistemas lóticos.....	4
III. El río Salado (provincia de Buenos Aires).....	5
IV. Nomenclatura.....	7
V. El fitobenton en ambientes lóticos.....	8
VI. Hipótesis y objetivos.....	11
<i>Hipótesis y predicciones.....</i>	<i>12</i>
<i>Objetivo general.....</i>	<i>13</i>
<i>Objetivos específicos.....</i>	<i>13</i>
 2- ÁREA DE ESTUDIO	 14
I. Clima de la región.....	15
II. Características geológicas y del suelo.....	17
III. Aguas subterráneas y superficiales.....	18
IV. Uso del suelo.....	20
V. Subáreas y regiones.....	24
VI. Consecuencias de obras hidráulicas realizadas y nuevas obras proyectadas en el área de la cuenca del río Salado.....	25
 3- ANÁLISIS INTEGRAL DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO.....	 27
I. Introducción.....	27
II. Diseño del muestreo.....	28
III. Selección de los sitios de muestreo.....	28
IV. Materiales y métodos.....	39
<i>Variables climáticas.....</i>	<i>39</i>
<i>Parámetros del agua y del sedimento.....</i>	<i>40</i>
<i>Análisis estadísticos.....</i>	<i>45</i>
V. Resultados.....	47

<i>Variables climáticas. Precipitaciones.....</i>	<i>47</i>
<i>Parámetros del agua y del sedimento.....</i>	<i>50</i>
<i>Fitobenton.....</i>	<i>62</i>
<u><i>Análisis a escala de cuenca.....</i></u>	<i>62</i>
<i>Biomasa.....</i>	<i>62</i>
<i>Composición algal.....</i>	<i>64</i>
<u><i>Análisis a escala de sección o tramo.....</i></u>	<i>70</i>
<i>Cuenca superior.....</i>	<i>71</i>
<i>Sector de los afluentes de la zona serrana.....</i>	<i>75</i>
<i>Cuenca inferior.....</i>	<i>77</i>
VI. Discusión.....	79
VII Conclusiones.....	87

4- ANÁLISIS DE UN SECTOR DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO SUJETO A LA EJECUCIÓN DE OBRAS HIDRÁULICAS.....89

I. Introducción. Hipótesis y objetivos.....	89
II. Diseño del muestreo.....	91
III. Selección de los sitios de muestreo.....	92
IV. Materiales y métodos.....	97
<i>Análisis estadísticos.....</i>	<i>99</i>
V. Resultados.....	100
VI. Discusión.....	124
VII. Conclusiones.....	130

5- ANÁLISIS DEL EFECTO DE VARIABLES CONTROLADAS EN LABORATORIO

A. VELOCIDAD DE CORRIENTE.....	131
I. Introducción.....	131
II. Materiales y métodos.....	132
<i>Diseño experimental.....</i>	<i>132</i>
<i>Obtención del epipelon en el campo y preparación de la experiencia.....</i>	<i>134</i>
III. Resultados.....	135

IV. Discusión y conclusiones.....	140
B. PASTOREO	142
I. Introducción.....	142
II. Experiencias de laboratorio.....	143
<i>Pruebas de comportamiento de los anfípodos y gasterópodos.....</i>	<i>144</i>
<u>Diseño experimental.....</u>	<u>144</u>
<i>Experiencia I.....</i>	<i>144</i>
<i>Experiencia II.....</i>	<i>145</i>
<i>Experiencia III.....</i>	<i>146</i>
<u>Resultados.....</u>	<u>147</u>
<i>Evaluación del efecto de la densidad de pastoreadores en la biomasa</i> <i>fitobentónica.....</i>	<i>149</i>
<u>Diseño experimental.....</u>	<u>150</u>
<i>Experiencia IV.....</i>	<i>150</i>
<i>Experiencia V.....</i>	<i>151</i>
<u>Resultados.....</u>	<u>152</u>
<i>Análisis del efecto del pastoreo en la biomasa, composición y abundancia del</i> <i>fitobenton.....</i>	<i>154</i>
<u>Diseño experimental.....</u>	<u>154</u>
<i>Experiencia VI.....</i>	<i>154</i>
<u>Resultados.....</u>	<u>157</u>
III. Discusión y conclusiones.....	166
C. CONSIDERACIONES GENERALES.....	169
 6- CONSIDERACIONES FINALES.....	 170

BIBLIOGRAFÍA

ANEXOS

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

I. Dinámica y funcionamiento de los sistemas lóticos

Los ríos son sistemas abiertos, que “resumen” las características de la cuenca. Son sistemas dinámicos y complejos integrados con el ecosistema terrestre que drenan (Margalef, 1983; Elosegui y Sabater, 2009). Ya en 1975, Hynes en su trabajo “The stream and its valley” destacó la importancia de los estudios a nivel cuenca siguiendo un enfoque integral. Las características de la cuenca por lo tanto determinan la calidad y cantidad de la materia orgánica disuelta y particulada, los nutrientes y otras sustancias que ingresan al cuerpo de agua que son fundamentales en la transformación de materia y energía dentro del río (Hynes, 1975). El agua, junto con las sales y materia orgánica producida durante su pasaje por la cuenca, tiene un impacto mayor sobre las características químicas y la biota acuática (Kalff, 2002). El tamaño de los sedimentos es el resultado de los procesos contrastantes de erosión y depositación. El dinamismo de los ríos se expresa tanto en el espacio como en el tiempo. La heterogeneidad espacial se identifica en la dimensión longitudinal, lateral y vertical (Ward, 1989). El estudio de sistemas lóticos considera la incorporación de la dimensión vertical dado el intercambio de agua y materiales disueltos entre el agua subterránea y superficial (Hynes, 1983; Ward, 1989).

Edwards *et al.* (2000) señalan que los materiales o sustancias presentes en un sistema lótico son el resultado de: 1) la cantidad y forma química de las sustancias presentes en el suelo, 2) los mecanismos de transporte que unen los componentes terrestres y acuáticos, 3) los procesos dilutorios, así como de retención o transporte que ocurren dentro del sistema acuático. En relación a esto, el concepto de la espiral de nutrientes (Webster y Patten, 1979) indica la eficiencia de los organismos en la utilización de los nutrientes suministrados desde la cuenca, dado que refleja el número de veces en que un átomo de un nutriente es reciclado dentro de un tramo del río.

Vannote *et al.* (1980) realizaron una zonificación de los ríos de acuerdo con el “river continuum concept” (RCC), que significó un gran paso en el desarrollo de marcos conceptuales necesarios para interpretar a los sistemas lóticos. Según el RCC, los ríos son *sistemas longitudinalmente integrados*, asociados íntimamente con sus cuencas de drenaje y con los procesos que suceden en tramos del río ubicados aguas arriba. El RCC vincula el tamaño del río (o número de orden), las incorporaciones de materia orgánica (energía), el tratamiento de la materia orgánica y la estructura de las comunidades de invertebrados bentónicos dentro del

sistema lótico desde las nacientes hasta la desembocadura. Los sistemas fluviales están organizados como un continuo, donde los tramos bajos de los ríos reciben aportes de materiales y de individuos de zonas ubicadas aguas arriba (Margalef, 1983). Con posterioridad Junk *et al.* (1989) refutaron o reformularon algunas de estas ideas, al considerar que el RCC puede aplicarse bien sólo a pequeños arroyos templados señalando limitaciones en este modelo general.

Existe otra zonificación de ambientes lóticos que se basa exclusivamente en características geomorfológicas propias de cada tramo (Statzner y Higler, 1985).

Junk *et al.* (1989), a través del “flood pulse concept”, destacaron el valor de la incorporación de la planicie de inundación en los estudios de ríos, indicando la importancia de considerar la dimensión lateral. Estos autores establecen que la contribución más importante desde la planicie de inundación hacia el sistema lótico es de materia orgánica e inorgánica disuelta y en suspensión, y agregan que la incorporación de estos materiales desde el curso superior del río (espiral de nutrientes del RCC) es poco importante en comparación con el aporte lateral. Este intercambio lateral entre el río y su planicie de inundación deriva en procesos biogeoquímicos y biológicos, dando como resultado que los sistemas río-planicie de inundación sean áreas de gran actividad biológica. Estos autores establecen también que la frecuencia, amplitud, duración y predictibilidad de las inundaciones son parámetros importantes para la caracterización de las condiciones ecológicas en sistemas río-planicie de inundación.

En relación con los regímenes de precipitaciones, los ríos son sistemas que reciben recurrentemente perturbaciones en forma de inundación o de sequía. La resiliencia fluvial es paradigmática; la biota recoloniza desde tramos aguas arriba o lateralmente y así puede recuperarse en los tramos afectados por la perturbación. Sin embargo la recolonización no es fácil para todos los organismos (Elosegui y Sabater, 2009).

Tal como se desprende del trabajo de Junk *et al.* (1989), los estudios de sistemas lóticos requieren la incorporación de una perspectiva temporal. De este modo, los sistemas lóticos se estudian en cuatro dimensiones: longitudinal, lateral, vertical y temporal (Ward, 1989). Elosegui y Sabater (2009) señalan que la integración entre la biota y el medio físico (hidrológico, geomorfológico, químico) es dinámica tanto en el sentido espacial como temporal. Los componentes físicos, químicos, hidrológicos y biológicos se ensamblan a muy diversas escalas, y las interacciones entre componentes regulan el funcionamiento del ecosistema fluvial, que puede ser muy complejo (Elosegui y Sabater, 2009). Petts (1984) señala la importancia de los estudios temporales en sistemas lóticos para la interpretación de los

efectos aguas abajo de intervenciones antrópicas puntuales en el cauce. Con respecto a las intervenciones antrópicas en cuerpos de agua lóticos, el concepto de discontinuidad seriada o “serial discontinuity concept” (Ward y Stanford, 1983a) agrega a RCC y al concepto de la espiral de nutrientes (que interpretan a los ríos como un sistema continuo ininterrumpido), una perspectiva teórica de la regulación de los sistemas lóticos a lo largo del perfil longitudinal. Estos autores hipotetizaron los efectos de las represas sobre características físicas, químicas y biológicas del río, postulando que estas modificaciones son diferentes según la ubicación de la represa a lo largo del río.

La hipótesis del disturbio intermedio (HDI) relaciona la frecuencia e intensidad de los disturbios con sus efectos sobre la diversidad biótica (Connell, 1978; Ward y Stanford, 1983b). Según esta hipótesis, se toma en consideración no sólo a los efectos de las actividades antrópicas, sino también a variaciones naturales y sus consecuencias sobre las características del agua y la biota. En los ríos las perturbaciones más frecuentes suelen ser las crecidas, que pueden arrastrar organismos. Las especies fluviales se han adaptado a estos entornos cambiantes desarrollando mecanismos que favorecen la recolonización y facilitan la rápida recuperación de la comunidad tras la perturbación. Esta recolonización es mucho más fácil aguas abajo que aguas arriba. Además, la dinámica temporal de las comunidades depende de la conectividad de cada tramo a nivel de paisaje (Elosegui y Sabater, 2009).

En relación con los procesos naturales que ocurren en las cuencas hidrográficas, se mencionan las situaciones extremas de inundaciones y sequías. Las inundaciones tienen una variedad de efectos sobre los ecosistemas de ríos, que incluyen: redistribución del sustrato y materia orgánica en el lecho del río o canal, cambios en la morfología del cauce, restauración de la conectividad del río o canal y homogenización de las condiciones de calidad del agua a lo largo del río (Gasith y Resh, 1999). Por otro lado, las sequías incluyen un gradiente de eventos desde reducción de flujos a formación de lagunas aisladas hasta completar el desecamiento del sustrato; dependiendo de la severidad de la sequía, pueden ocurrir las siguientes condiciones: fluctuaciones en la concentración de oxígeno (causado por una combinación de factores: altas temperaturas, alta demanda de oxígeno asociada con incremento en la producción algal, reducción en la capacidad de dilución de la carga de efluentes por los arroyos, y reducida turbulencia); mayor concentración de nutrientes; incrementos en la salinidad; incrementos en la deposición de sedimentos finos; incremento de la erosión del cauce debido al prolongado secado de las márgenes (Gasith y Resh, 1999).

La hipótesis del disturbio intermedio (Connell, 1978) predice que la diversidad biótica será mayor en comunidades sujetas a niveles moderados de disturbios. Estos autores postulan

que la diversidad de especies es baja en ecosistemas lóticos expuestos a disturbios intensos o frecuentes; del mismo modo la diversidad es baja en ambientes constantes, aún sin condiciones adversas aparentes. Por lo tanto, la diversidad biótica aumenta por la heterogeneidad espacio-temporal resultante de disturbios intermedios, debido a que mantiene a la comunidad en estado de no-equilibrio y permite la coexistencia de un ensamble diverso de especies. En relación a esto, Ward (1976) advierte que si bien las actividades antrópicas pueden resultar en disturbios en los ecosistemas, aquellas intervenciones antrópicas que incrementen la estabilidad ambiental pueden conducir a una situación de equilibrio que conlleve a reducción en la diversidad.

Por otro lado, White y Pickett (1985) afirman que las comunidades naturales se disponen en parches en los ecosistemas, pudiéndose interpretar a los “parches” como áreas espacialmente discretas aunque sin un tamaño definido y asumiendo la existencia de relaciones entre parches. Los disturbios suceden en una amplia variedad de escalas espaciales y temporales, reflejándose en una “dinámica de parches” (Pickett y Thompson, 1978). Tomando en consideración lo expuesto, diferentes tipos de disturbios incluyen diferencias en la escala de los ecosistemas y en las clases y régimen de disturbios, considerando que las consecuencias dependen del estado de la comunidad previo al disturbio (White y Pickett, 1985). Así, los disturbios pueden considerarse como eventos destructivos o como fluctuaciones ambientales (White y Pickett, 1985).

II. Las obras hidráulicas y los efectos en los sistemas lóticos

Las obras hidráulicas realizadas en una cuenca afectan la estructura y dinámica de los cuerpos de agua así como la de las comunidades biológicas. Estos efectos pueden ser individuales o actuar en forma sinérgica. Asimismo, las perturbaciones generadas en la cuenca producto de estas intervenciones antrópicas, pueden tener consecuencias a diferentes escalas temporales, así como también se pueden reconocer efectos tanto locales como regionales. Desviaciones de los ríos o regulaciones del flujo, interfieren en los mecanismos fundamentales que estructuran los hábitats de los cuerpos de agua lóticos: modifican la intensidad y frecuencia de inundaciones, alteran la normal interacción del río con su planicie de inundación y cambian las condiciones de la calidad del agua (Gasith y Resh, 1999). Algunos de estos efectos pueden traducirse en modificaciones en las cantidades y composición de los sólidos suspendidos en relación con la velocidad del flujo; a modo de ejemplo, puede ocurrir una

mayor cantidad de sólidos en suspensión dado el elevado poder erosivo en respuesta a una mayor velocidad de flujo y también puede producirse el aumento de los sólidos en suspensión debido a una lentificación del río por ejemplo en su desembocadura (Conzonno *et al.*, 2001). Otra consecuencia de las desviaciones de agua son los cambios en la salinidad. Incrementos en la salinidad de arroyos pueden ser el resultado de: 1) incorporación de aguas salobres provenientes de cuerpos de agua que permanecían naturalmente aislados al arroyo y que fueron conectados al mismo (Gabellone *et al.*, 2003), 2) conectar el arroyo con áreas naturalmente arreicas y con alta concentración de sales en sus aguas subterráneas (Gabellone *et al.*, 2008), 3) desviación selectiva de fuentes de agua dulce, donde la proporción de agua aportada por fuentes salobres aumenta (Gasith y Resh, 1999). Las transferencias entre cuencas incrementan la salinidad, entre otros efectos (Kalff, 2002).

III. El río Salado (provincia de Buenos Aires)

El río Salado es el tributario del Río de la Plata situado más al sur y el principal río de la provincia de Buenos Aires, con una longitud total de 700 km. El sector de cabeceras se caracteriza por elevadas concentraciones de cloruro de sodio. La presencia de arroyos y lagunas salinas determina el balance salino del río Salado (Gabellone *et al.*, 2008). El régimen del río Salado es muy variable, con las consecuentes variaciones en la conductividad y transporte del material disuelto y particulado (Gabellone *et al.*, 2001).

La cuenca del río Salado (140.000 km²) abarca junto con el resto de la región pampeana la principal zona productora de alimentos de nuestro país y una de las principales del mundo (Bettolli *et al.*, 2009). Recibe aporte de nutrientes por las actividades agrícolas y por el desarrollo urbano, los que afectan su estado trófico (Neschuk *et al.*, 2000; 2002b). Además, se han construido canales que cambiaron su red de drenaje y que aportan aguas con alto contenido salino de zonas arreicas en la región superior de la cuenca, que pueden conducir a una salinización secundaria de los ambientes asociados a la cuenca (Williams, 1999; Herczeg *et al.*, 2001).

El río Salado, considerado de régimen perenne, fluctuante y de baja predictibilidad, tiene una gran interrelación con ambientes lagunares asociados a su cuenca, con el consiguiente enriquecimiento de organismos y materiales (Gabellone *et al.*, 2001).

Las primeras investigaciones limnológicas en el río Salado se realizaron en el período 1987-89, analizando un tramo de 250 km. a lo largo del cauce principal del río (O'Farrell, 1993)

y lagunas vinculadas a este tramo (Izaguirre *et al.*, 1991; Vinocur *et al.*, 1994. Desde 1995 se comenzó a estudiar la relación existente entre la laguna San Miguel (Pdo. Castelli) y el río, identificando fases particulares que sufre la laguna según su relación con el río y que están caracterizadas por cambios sustanciales en las características físicoquímicas del agua y de la comunidad planctónica (Claps *et al.*, 1997; Gabellone *et al.*, 2001; Solari *et al.*, 2002). En 1997 se realizó un estudio estacional del río Salado en su curso superior, medio e inferior (15 estaciones de muestreo), registrándose cambios notables en la estructura y dinámica del plancton y en las características físico-químicas del agua en relación con las condiciones hidrológicas (Neschuk, 2001; Gabellone *et al.*, 2005). Se ha observado que el plancton es similar al presente en otros ríos de llanura aunque por la salinidad propia del sistema y la importada de áreas arreicas por medio de canales, se encontraron especies que toleran fluctuaciones drásticas de la misma (Claps *et al.*, 1997; Gabellone *et al.*, 2001; Neschuk *et al.*, 2002a; Claps *et al.*, 2009; Bazzuri *et al.*, 2010). Los canales también afectan la recurrencia natural de las inundaciones y por lo tanto alteran el contacto que naturalmente tiene el río con su planicie de inundación y con los cuerpos lénticos asociados (Gabellone *et al.*, 2002).

La hidrología irregular y las influencias humanas son características comunes de la cuenca del río Salado. Ambas afectan las características del agua y los patrones de distribución de los organismos (Sabater *et al.*, 1992). El río Salado es un sistema fluvial que está físicamente, químicamente y biológicamente conformado por eventos secuenciales y estacionalmente predecibles de inundaciones y sequías que varían marcadamente en intensidad en una escala multianual.

Desde principios del siglo XX se han llevado a cabo en la cuenca del Río Salado obras hidráulicas para el control de inundaciones (Gabellone *et al.*, 2003). Estas intervenciones hidráulicas tuvieron consecuencias a una gran escala espacial, sin haber existido estudios durante la ejecución de las obras o previas a las mismas. Según el Plan Maestro de la Cuenca del río Salado (PMCRS, 1999) la falta de planificación se debe a la ausencia de un manejo integrado de la cuenca hídrica que considere primordiales a los aspectos ambientales y sociales. Desde el año 1997, el Plan Maestro integral de la cuenca del Río Salado diseña y realiza las obras hidráulicas necesarias en la cuenca, intentando conservar de manera adecuada los recursos hídricos (PMCRS, 1999).

El “river continuum concept” (Vannote *et al.*, 1980), supone que en la cuenca media de un río es mayor la heterogeneidad ambiental y la riqueza específica. Por otro lado, de acuerdo con White y Pickett (1985) y en relación con las obras hidráulicas realizadas en la cuenca, tanto la envergadura como la duración de las obras resultarán en diferencias en la diversidad

ambiental, según el estado previo al disturbio. Asimismo, la hipótesis del disturbio intermedio considera también las variaciones naturales dadas por el régimen de precipitaciones, que tal como fue presentado anteriormente, puede ser muy variable en la cuenca del río Salado.

IV. Nomenclatura

Entre las algas de ambientes continentales existen distintos niveles de organización y tipos morfológicos, con diferentes estrategias de vida. Las hay desde unicelulares hasta talos macroscópicos multicelulares, de vida libre o fijas a un sustrato, móviles o no. Asimismo, poseen diferencias en su composición química (pigmentos fotosintéticos, sustancias de reserva, etc.) y variados mecanismos reproductivos.

Son numerosas las definiciones o categorizaciones de hábitats que pueden ser colonizados por las algas, así como la nomenclatura de las comunidades constituidas. Luego de una etapa en la que coexistieron vocablos principalmente dados por las escuela alemana e inglesa (Casco, 1990), Wetzel (1983) en su revisión presentó los términos que fueron ampliamente usados desde entonces. Stevenson *et al.* (1996) también generaron una obra de referencia, convocando a importantes investigadores y estandarizando los términos. Según Stevenson (1996a) las algas bénticas son aquellas que viven sobre o en asociación con un sustrato, mientras que las algas planctónicas son las que están suspendidas en la columna de agua, constituyendo el fitoplancton.

Dentro de las comunidades formadas por algas bénticas, un criterio común para diferenciar los hábitats es considerando el tipo de sustrato: el perifiton en general se refiere a toda la biota adherida a un sustrato (Wetzel, 1983). En particular, las algas epilíticas crecen sobre sustrato duro, relativamente inerte, tal como rocas, de mayor tamaño que la mayoría de las algas. Las algas epifíticas son las que viven sobre plantas y macroalgas. Las algas epipsámicas crecen sobre y entre los granos de arena, que es dura, relativamente inerte, y móvil. Si bien la mayoría se encuentra entre las partículas, algunas diatomeas pedunculadas pueden crecer sobre la superficie de granos de arena cuando éstos están estables, y otras diatomeas postradas pueden crecer en depresiones sobre los granos, donde están protegidas de la abrasión (Krejci y Lowe, 1986). Las algas epipélicas crecen entre sedimentos inorgánicos u orgánicos que son de menor talla que la mayoría de las algas unicelulares. Estos sustratos son inestables y las algas generalmente no viven adheridas al sustrato (debido tanto al tamaño de las partículas como a la abrasión entre ellas) sino inmersas entre las partículas, pudiendo

permanecer en la superficie de los sedimentos o ser removidas e incluso sepultadas durante períodos de tiempo. Esta dinámica de movimientos regulares del sustrato hace que se mantenga una baja biomasa y la distribución en parches de las algas (Biggs, 1996). En muchos casos las algas bénticas pueden llegar a estabilizar el sustrato, a través de sus talos o la secreción de mucus en interacción con otros organismos. Finalmente, el metafiton está constituido por algas que no están adheridas al sustrato ni están suspendidas en la columna de agua. Puede originarse a partir de epifiton, epilíton e incluso del epipelón, siendo algas que se soltaron del sustrato. Pueden ser cabelleras de algas verdes filamentosas o matas de organismos microscópicos en una matriz gelatinosa (Stevenson, 1996a).

En el río Salado no se encuentran afloramientos rocosos y se observan muy pocas macrófitas, por lo que los principales sustratos disponibles para el crecimiento de las algas bentónicas son la tosca más o menos consolidada, y el sedimento con proporciones variables de restos orgánicos e inorgánicos, con tamaños de talla que varían entre grandes restos de conchillas y arcillas. La proporción entre las fracciones gruesas, arenas, limos y arcillas también es variable entre los distintos sectores de la cuenca. Por lo tanto, se propone para este trabajo considerar al término general **fitobenton** para denominar a la taxocenosis algal perteneciente a la comunidad asociada al fondo (nótese la construcción con la desinencia *on*, por analogía con el término plancton, Casco, 1990). En los casos en que los tamaños de partículas del sedimento sean menores se usará indistintamente el término más acotado **epipelón**. De igual manera, se respetará el término utilizado por cada autor al realizar las citas bibliográficas.

V. El fitobenton en ambientes lóticos

En los sistemas acuáticos continentales las complejas interacciones existentes entre factores hidrológicos, de calidad del agua y bióticos se ven reflejadas en la biomasa y composición taxonómica del fitobenton, debido a la habilidad de las algas bentónicas para crecer y prosperar en dichos ambientes (Biggs, 1996). El bentos, en relación con el plancton, representa la acumulación de la historia del ambiente más que la respuesta rápida a un proceso; sin embargo, las distinciones tajantes entre ambas no existen tal como se interpreta a partir del concepto de deriva (Margalef, 1983).

De acuerdo con Poulíčková *et al.* (2008), el estudio de las algas epipélicas que incluyen a cianobacterias y algas eucariotas que viven en los sedimentos finos fue iniciado por Round en los ambientes dulceacuícolas durante la década de 1950. Posteriormente, las

investigaciones han tomado un mayor desarrollo en las últimas décadas con el objeto de comprender su función en los sedimentos, por ejemplo en la dinámica de los nutrientes (Jarvie *et al.*, 2002), o en experimentos para analizar su efecto en la estabilización de los sedimentos (Droppo *et al.*, 2007). Dada la vulnerabilidad del epipelon a los incrementos en el caudal de ríos y los fenómenos de lavado asociados, Reynolds (1992) establece que las algas epipélicas pueden representar un componente importante de la microflora fluvial, siempre que persistan los microhábitats adecuados.

El epipelon de ríos y arroyos está dominado generalmente por diatomeas (Stevenson, 1996a; Potapova y Charles, 2003); aunque también son importantes las cianobacterias y clorofitas y euglenofitas (Poulícková *et al.*, 2008; 2014). Las algas epipélicas que viven libremente en la superficie de sedimentos deben ser capaces de persistir en la superficie iluminada. La mayoría de las especies son móviles, lo que les permite contrarrestar el hundimiento, pueden formar agregaciones o flotar sobre la superficie de los sedimentos; también pueden enterrarse en los sedimentos, pudiendo soportar falta de oxígeno y oscuridad por un tiempo (Moss, 1977). Estas algas libres en el sedimento, con mayor o menor movilidad según las horas del día, son las que periódicamente pueden formar parte del plancton y dan origen a pulsos regulares de deriva (Margalef, 1983). La manera de adherirse de las algas y su forma de crecimiento condicionan su distribución. Las cianofíceas producen cubiertas de polisacáridos y de materiales nitrogenados. Los materiales sueltos, fango o limo, se acumulan mayormente en los segmentos lentos del río y son colonizados por organismos con movimiento de deslizamiento lento, como grandes *Euglena*, variadas diatomeas (*Nitzschia*, *Navicula*, *Pinnularia*, *Surirella*, *Gyrosigma*, *Diploneis*, etc.) y cianobacterias (*Oscillatoria*, *Phormidium*) que pueden crecer hasta formar gruesos tapices que recubren el fondo. La existencia de un biofilm o matriz de polisacáridos segregado por algas, bacterias u otros organismos le confiere cohesión a las partículas que conforman este sustrato blando. La composición biológica (Cochero, 2013) y el desarrollo del biofilm (Licursi y Gómez, 2003) varía con las condiciones ambientales por lo que la cohesión de las partículas inorgánicas podría ser diferente entre distintos ecosistemas acuáticos (Stevenson, 1996a).

Diversos factores actúan influyendo en el desarrollo del fitobenton, dando como resultado modificaciones en la biomasa y en la composición específica. Las algas bentónicas reflejan tanto condiciones ambientales anteriores (Cazaubon, 1991) como así también reaccionan con celeridad a perturbaciones ambientales inmediatas (Licursi y Gómez, 2003). En consecuencia, la composición y abundancia de las comunidades fitobentónicas pueden utilizarse como indicadores de calidad del agua de ríos (Lowe y Pan, 1996), aportando

información relevante sobre el sistema, complementaria con la obtenida a partir de las variables del agua.

Los principales factores que influyen en el desarrollo del fitobenton son:

- ✓ las características del agua: temperatura (Claps, 1996), pH (Licursi y Gómez, 2002), luz (Licursi *et al.*, 2010), velocidad de corriente (Giorgi *et al.*, 2003), salinidad y concentración de los principales iones (Potapova y Charles, 2003), y concentración de nutrientes (Biggs, 1996; Cocheri *et al.*, 2013; Gómez y Licursi, 2001; Lobo *et al.*, 2004) en relación con el uso de la tierra en la cuenca (Leland *et al.*, 2000; Pan *et al.*, 2004; Harding *et al.*, 1999; Sierra y Gómez, 2007; Sierra *et al.*, 2013)
- ✓ Las características de los sedimentos: la estructura de los sedimentos (Fleituch *et al.*, 2001; Bourne, 2000), la disponibilidad de sustrato para crecer, la inestabilidad de los sustratos y la abrasión asociada (Biggs, 1996; Licursi y Gómez, 2009)
- ✓ Las relaciones bióticas: competencia, pastoreo (Biggs, 1996; Cattaneo *et al.*, 1997)

Los factores que generalmente favorecen el desarrollo algal son: la velocidad uniforme de la corriente del agua, reducción en la frecuencia e intensidad de los eventos de lluvias, elevada transparencia del agua, estabilidad del sustrato y disponibilidad de nutrientes (Ward y Stanford, 1983).

Biggs (1996) señala que la elevada velocidad de la corriente del agua, la inestabilidad del sustrato y la abrasión asociada son consideradas perturbaciones y por lo tanto los efectos sobre la comunidad bentónica dependerán de su intensidad, duración y frecuencia. El pastoreo también pueden provocar disminución de la biomasa algal (Feminella y Hawkins, 1995). Estas situaciones se producen a diferentes escalas espaciales y temporales que suelen tratarse por separado, aunque las dos están parcialmente sobrepuestas en la determinación de patrones algales (Biggs, 1996). Wilderman (1987) comprobó que poblaciones de diatomeas se relacionan espacial y temporalmente con adaptaciones al hábitat y a un número de gradientes ambientales complejos asociados con cambios estacionales, características del sustrato y química del agua. Soininen (2004) observó que las comunidades de diatomeas epilíticas en ríos turbios presentan una distribución espacial más homogénea (a pesar de presentar diferencias significativas en la velocidad de corriente en sus tramos), que lo registrado en ríos caracterizados por ser transparentes, e infirió que en los primeros la decantación de partículas inorgánicas promueve también la presencia de algas epipélicas tales como especies de *Navicula* y *Surirella*. De este modo, los factores que influyen en el desarrollo del epipelon pueden actuar en forma aislada, sinérgicamente (Cochero, 2013) o ser antagónicos. Gasith y

Resh (1999) establecen que los ambientes lóticos disturbados intensamente están regulados en su mayoría por factores abióticos; mientras que los controles bióticos pueden ser más importantes bajo condiciones relativamente estables. De acuerdo con esto, Biggs (1996) señala que ante situaciones hidrológicas extremas (como en los períodos de inundación), los factores abióticos perturbadores de las comunidades bentónicas, pueden combinarse para formar disturbios más extremos (ej: desprendimientos en masa). En los períodos posteriores a las inundaciones, las condiciones de estabilidad en las variables ambientales y alta disponibilidad de recursos, favorecen la recuperación del fitobenton así como también se incrementan las presiones bióticas, dadas principalmente por relaciones de pastoreo y competencia (Gasith y Resh, 1999). Asimismo, durante períodos de sequía, estas comunidades son también estructuradas por factores abióticos como disminución de oxígeno disuelto, altas temperaturas, incrementos en la salinidad o pérdida de hábitats (Gasith y Resh, 1999).

En la provincia de Buenos Aires, los primeros estudios acerca de las algas epipélicas en ambientes lóticos fueron efectuados en arroyos de la cuenca del río Luján (Giorgi y Malacalza, 1994; Giorgi, 1998; Giorgi y Ferreyra, 2000) y en el río Samborombón (Claps, 1996; Solari y Claps, 1996), analizando tanto la estructura y biomasa de la comunidad así como también alguno de los factores de control. En los últimos años se ha analizado de la misma manera las diatomeas epipélicas presentes en arroyos del sur de la provincia (Hassan *et al.*, 2009) y en el Río de La Plata (Gómez *et al.*, 2009; Licursi *et al.*, 2010). También se ha estudiado el efecto de obras hidráulicas realizadas en arroyos periurbanos sobre la comunidad epipélica (Licursi, 2005; Licursi y Gómez, 2009, Cortelezzi *et al.*, 2013) y se ha incluido información de estas algas epipélicas en algunas síntesis generadas acerca del funcionamiento de ciertos arroyos bonaerenses (Cochero, 2013; Giorgi *et al.*, 2005; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2010). Por otra parte, las diatomeas epipélicas fueron utilizadas como indicadores de contaminación en ambientes lóticos urbanos (Cochero *et al.*, 2013; Gómez, 1998, 1999; Gómez y Licursi, 2001; Licursi, 2005; Licursi y Gómez, 2002; Sierra, 2009; Sierra y Gómez, 2007, 2010).

VI. Hipótesis y objetivos

Dado que los organismos que viven en el sedimento representan un registro de la dinámica del sistema, tanto histórico como de los episodios ocurridos en períodos cortos, interpretar sus características da una información relevante sobre el sistema en sí, complementaria con la obtenida a partir de las variables del agua (bióticas y abióticas). Por lo

tanto, se plantea que el régimen del río y las actividades humanas tienen una influencia directa en la estructura y dinámica del fitobenton que puede ser medida a partir de cambios composicionales, en la distribución espacial y en el aporte de los grupos algales en la biomasa total.

Hipótesis y predicciones:

Tomando en consideración que tanto la ejecución de obras hidráulicas como las diferentes condiciones hidrológicas son factores que modifican el medio físico donde se desarrolla el fitobenton, las hipótesis que se plantean son:

1) las fluctuaciones en la velocidad de corriente de ríos y canales afectan la estructura del fitobenton; así se predice que:

- Aumentos en la velocidad de corriente y de sólidos en suspensión en el agua conducen a una menor biomasa fitobentónica por pérdida de organismos por deriva y como resultado de la erosión
- Aumentos en los sólidos en suspensión en el agua conducen a una menor biomasa fitobentónica como resultado de la menor disponibilidad de luz.
- Disminuciones en la velocidad de corriente del agua originan zonas remansadas que modifican a las comunidades epipélicas por incorporación de material inorgánico y algas planctónicas e incrementan el rol de los pastoreadores.

2) los nutrientes (agricultura) y sales (canalizaciones de zonas arreicas) incorporados al sistema lótico por actividades humanas modifican la composición, distribución y biomasa de la biota de los sedimentos; así se predice que:

- Aumentos en la concentración de nutrientes en el agua y sedimentos favorecen el crecimiento y desarrollo de la comunidad bentónica
- Aumentos en la conductividad del agua promueven la presencia y dominancia de especies halófilas

3) la composición y estabilidad del sustrato influyen en la tipología de la comunidad bentónica presente; así se predice que:

- La granulometría del sedimento estructura el arreglo espacial del fitobenton ya que el tamaño de los espacios entre las partículas incide directamente en la posibilidad de colonización del sedimento

Objetivo general:

Analizar la dinámica y estructura del fitobenton en el río Salado en relación con las características del agua, la geomorfología y el ciclo hidrológico, así como examinar el efecto que las obras hidráulicas producen sobre la comunidad presente.

Objetivos específicos:

- ✓ Determinar la influencia de obras hidráulicas en sectores del río Salado con condiciones hidrológicas muy diferentes y con desarrollo de actividades humanas contrastantes. Para lograrlo se toma en consideración el análisis de la situación hidrológica en la cuenca, la estacionalidad y el calendario agrícola.
- ✓ Analizar las variaciones espacio-temporales del fitobenton vinculadas a características geomorfológicas de la cuenca, obras hidráulicas efectuadas, actividades humanas desarrolladas en sitios puntuales.
- ✓ Analizar el efecto de los canales procedentes de la Pampa Arenosa que confluyen en la zona de la ciudad de Bragado y posteriormente descargan en el río Salado en la estructura y dinámica del fitobenton.
- ✓ Evaluar el resultado en el fitobenton del desvío de las aguas del río Salado hacia los canales construidos en la zona de la desembocadura.
- ✓ Identificar las principales variables externas que afectan al fitobenton debido a perturbaciones vinculadas a obras hidráulicas (cambios en el flujo, en la conductividad, aportes de nutrientes, de material particulado, etc.).
- ✓ Examinar la complejidad de la comunidad algal bentónica de acuerdo con las perturbaciones provocadas tanto por factores abióticos como por efecto del pastoreo.

Capítulo 2

ÁREA DE ESTUDIO

ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del río Salado de la provincia de Buenos Aires se encuentra en la región biogeográfica denominada Pampa (Cabrera, 1971), con relieve de llanura, clima templado húmedo y cubierta vegetal dominada por gramíneas. Los suelos tienen un drenaje impedido y la red hidrográfica está naturalmente poco desarrollada, siendo abundantes las lagunas y áreas anegables (Gabellone *et al.*, 2003). El área de la cuenca ha estado sujeta históricamente a inundaciones periódicas y ciclos de sequía estacional, estando los ecosistemas naturales adaptados a esta situación, ya que las inundaciones disminuyen las concentraciones de sales en el suelo mejorando su calidad y también la de las aguas superficiales y subterráneas, con el consiguiente aumento de la distribución y abundancia de poblaciones biológicas nativas (Gabellone *et al.*, 2003). Esta zona, así como el resto de la región pampeana, constituye la principal productora de alimentos de nuestro país (Gabellone *et al.*, 2005).

El río Salado es el cuerpo de agua lótico más importante de la provincia de Buenos Aires, con una longitud aproximada de 700 km (Ringuelet, 1972). Posee una leve pendiente (media $0,107 \text{ m km}^{-1}$), siendo considerado un río típico de llanura (Gabellone *et al.*, 2005). Nace en la laguna El Chañar, al límite con la provincia de Santa Fe, en el partido de General Arenales y desemboca en el Río de La Plata a la altura de la Bahía de Samborombón. En su tramo superior atraviesa parte de la denominada Pampa Arenosa, en el noroeste de la provincia de Buenos Aires, hasta llegar a su sector más deprimido en el Partido de Saladillo, que corresponde con el curso medio del río; en esta zona recibe sus principales afluentes por el margen derecho: los arroyos Las Flores, Saladillo y Vallimanca, que proceden de la zona serrana ubicada al sur de la cuenca; aguas abajo, en su tramo inferior, se forman los principales grupos de lagunas encadenadas situadas en los partidos de Chascomús, Monte, Lobos y Castelli (Gabellone *et al.*, 2003)(Fig. 1).

La problemática de las inundaciones ha resultado en la construcción de canales de drenaje y la realización de obras de regulación de caudales desde principios del siglo XX (Moncaut, 2001) con la consecuente alteración de los procesos que naturalmente sucedían en la cuenca. Gabellone *et al.* (2003) señalan que estas obras hidráulicas incluyen:

- ✓ canales que desvían hacia la Bahía de Samborombón
- ✓ los cursos de agua que bajan desde las sierras de Tandil y las zonas costeras frecuentemente anegadas
- ✓ los canales de la región naturalmente arreica del noroeste, que facilitan el drenaje hacia la cuenca del Salado

- ✓ canales que drenan el agua de las lagunas encadenadas del oeste hacia el río Salado
- ✓ canales no planificados, contruidos por los propietarios de los terrenos inundables

Particularmente, la construcción del canal Jaureche – Mercante – República de Italia a finales de la década de 1980, conectó una cuenca interna de agua subterránea con el río Salado a través del arroyo Saladillo (Gabellone *et al.*, 2008). Asimismo, mediante la construcción del canal aliviador Alsina, en esa misma década, se conectaron las lagunas Encadenadas del Oeste con el río Salado a través del arroyo Vallimanca (PMCRS, 1999) (Fig. 1). La incorporación de estas zonas antiguamente endorreicas, resultó en un aumento del área de la cuenca que alcanza actualmente un área total de 150.000 km² (Gabellone *et al.*, 2005) abarcando aproximadamente el 49 % de la superficie de la Provincia de Buenos Aires (Fig.1).

I. Clima de la región

El clima en la cuenca es templado húmedo. La temperatura anual promedio es de 15º C y fluctúa entre los 7º C en julio y los 22º C en enero, con una tendencia a temperaturas más cálidas hacia el norte (Neschuk, 2001). Las precipitaciones medias (calculadas para el período 1952 - 1996) son de 899 mm. (Gabellone *et al.*, 2001), siendo en general más abundantes en el norte de la cuenca que en el sur; existe también una diferencia estacional marcada con menores precipitaciones en invierno que en verano (Neschuk, 2001). Los estudios climatológicos realizados por Nuñez *et al.* (2005) para el período 1965-2000, indican que en el área de la pampa bonaerense los déficits hídricos tienden a producirse durante los meses de verano cuando las elevadas temperaturas permiten una mayor evapotranspiración. Los excesos, en cambio, ocurren en invierno ya que la evapotranspiración disminuye y por lo tanto las precipitaciones tienden a inundar el suelo. Estos autores señalan que en la cuenca del río Salado los excesos suelen ser mayores en los meses de marzo y abril.

Aunque los eventos de inundaciones durante finales de primavera y principios del otoño pueden llegar a predecirse, la intensidad y frecuencia de estas inundaciones varían ampliamente de año a año dependiendo de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones (Gasith y Resh, 1999). El fenómeno de El Niño/Oscilación del Sur (y su fase inversa: La Niña) corresponden a condiciones anómalas que se desarrollan en el océano Pacífico ecuatorial y tienen consecuencias en todo el planeta; generando cambios notables en las temperaturas y

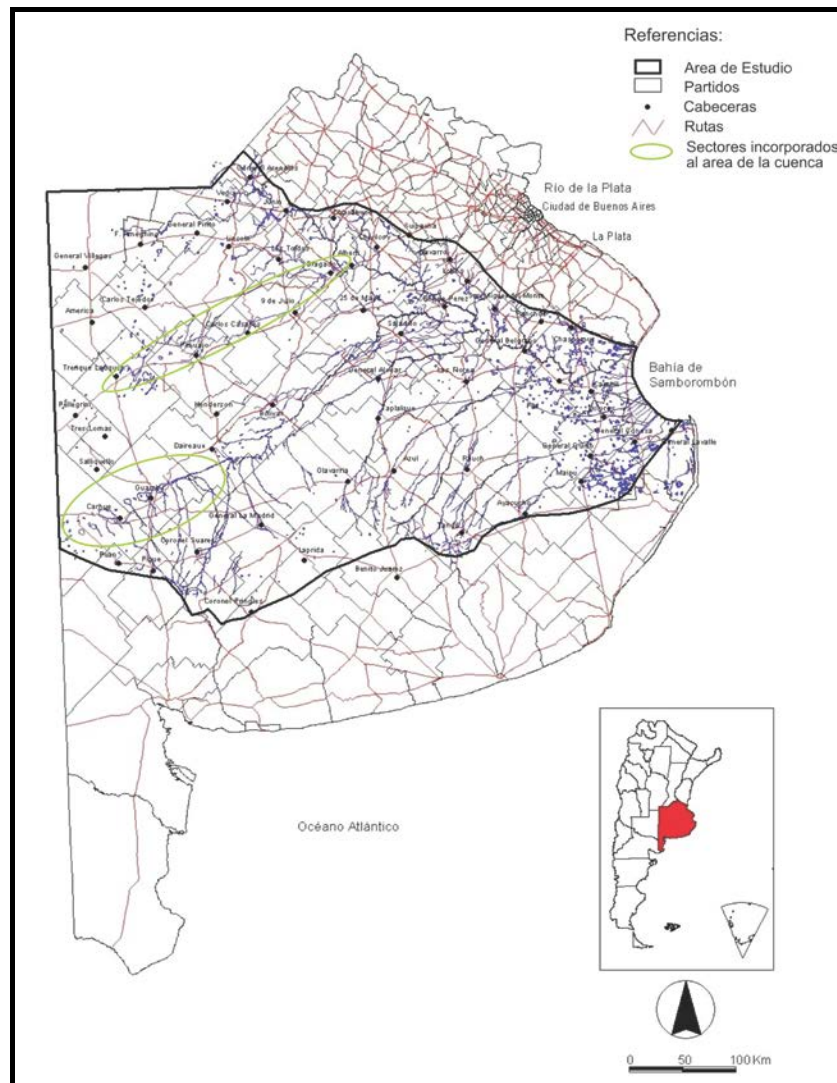


Figura 1: Área de la cuenca del río Salado (tomado de PMCRS, 1999). Se indican los sectores anexados a la cuenca del río Salado mediante la construcción de canales.

precipitaciones regionales, dando como resultado períodos de inundaciones o sequías (Maturana *et al.*, 2004). En general durante los “años Niño”, se producen mayores precipitaciones en gran parte del territorio argentino (SMN, 1999). Los dos eventos El Niño más intensos se produjeron en 1982-83 y en 1997-98, resultando en importantes inundaciones en el área de la cuenca del río Salado y otras áreas del país; una situación opuesta se registró en 1988-89 con un evento La Niña extremadamente intenso cuyo impacto fue una sequía considerable (Camiloni y Vera, 2006; Solari *et al.*, 2014).

II. Características geológicas y del suelo

La cuenca del río Salado está sustentada en la profundidad por basamento ígneo del Precámbrico, sobre el cual yacen los sedimentos del Cretácico, Terciario, Plio-Pleistoceno y Pleistoceno (Miretzky *et al.*, 2000). Tal como indica Morrás (1999), en el Pleistoceno Superior y el Holoceno se originaron los sedimentos pampeanos, a partir de materiales de la Cordillera de los Andes que fueron movilizados hacia las planicies pampeanas principalmente por transporte eólico y fluvial. Un proceso de selección granulométrica de los sedimentos pudo haber tenido lugar como consecuencia del transporte eólico, con sedimentación proximal de arenas y distal de limos, en relación a la velocidad del viento y distancia desde el origen de los sedimentos (Morrás, 1999). Como resultado de estos procesos, predominan en superficie los sedimentos eólicos, prevaleciendo formas y depósitos vinculados a climas áridos o semiáridos, que se diferencian del clima actual de la región (Kruse y Zimmermann, 2002).

El basamento de rocas cristalinas aflora a la superficie hacia el sur del área de estudio en los sistemas de Tandilia y Ventania y queda progresivamente enterrado hacia el norte por distintas unidades geológicas de sedimentos más jóvenes (PMCRS, 1999) (Tabla 1). Las arcillas de la Formación Paraná están presentes en toda la cuenca, excepto entre las sierras de Tandil y Ventana (Gabellone *et al.*, 2008). Según describen estos autores, en el noreste de la cuenca se encuentran las arenas quartzosas de grano medio a fino de la Formación Puelche, por encima de la Formación Paraná; en el sur, y a lo largo de la cuenca, se extiende el Pampeano, compuesto por sedimentos arcillosos que consisten en la mayor parte en limos arcillosos y arenosos (loess) con caliche o tosca (horizontes del suelo con carbonato de calcio). Entre el río Salado y los arroyos Saladillo – Vallimanca se encuentran importantes dunas de arena (Gabellone *et al.*, 2008).

Tabla 1: Litología de las unidades geológicas en la cuenca del río Salado. Fuente: Auge (2004)

ERA	PERIODO	EPOCA	UNIDAD GEOLÓGICA	LITOLOGIA	ORIGEN
CENOZOICA	CUATERNARIO	HOLOCENO	Junín	Arenas finas a limosas formando médanos	Eólico
			La Plata	Conchillas formando cordones	
			Querandí	Arcillas, arenas muy finas y limo	Marino
			Luján	Limos arcillo-arenosos	Fluvial
	TERCIARIO	PLEISTOCENO	Pampeano	Limos arenosos y arcillosos (loess) con intercalaciones de tosca	Eolo -fluvial
		Superior	Araucano	Areniscas arcillosas, calcáreas y yesíferas continentales	
			Arenas Puelches	Arenas finas y medianas, sueltas o con una matriz arcillosa	Fluvial y marino
			Paraná	Arcillas y arenas con fósiles marinos	
	Inferior	Olivos	Areniscas y arcilitas con yeso y anhidrita	Eolo -fluvial	
		Las Chilcas	Limolitas gis verdosas y arcilitas	Marino	
MESOZOICA	CRETACICO		Río Salado. Gral Belgrano	Areniscas con limolitas y arcilitas subordinadas	
PALEOZOICA			Basamento cristalino	Cuarzitas, dolomitas, calizas. Genises, milonitas, granitos	

Margalef (1974) afirma que la proporción de los tipos de partículas constituyentes de los suelos determina la capacidad de retención de los mismos al agua, el aire y los nutrientes (Tabla 2). En relación a esto, Fidalgo *et al.* (1975) describen a los suelos de la cuenca del río Salado indicando que están constituidos mayormente por una fracción limo más abundante que las fracciones arena y arcilla subordinadas; con una compactación de los mismos algo pronunciada que aumenta en las zonas donde se hace presente la tosca o caliche

Tabla 2: Algunas propiedades físicas y químicas de los suelos según el tipo de partícula constituyente predominante (tomado de Tyler Miller, 1992)

Partículas	Capacidad de retención de nutrientes	Infiltración del agua	Capacidad de retención de agua	Aereación
Arcillas	Alta	Baja	Alta	Baja
Limos	Mediana	Mediana	Mediana	Mediana
Arenas	Baja	Alta	Baja	Alta

III. Aguas subterráneas y superficiales

El componente geológico de una cuenca incide notablemente en las aguas subterráneas, ya sea en su dinámica, dada esta última por la textura de los sedimentos, como en su composición química (Auge, 2004). En el área de la cuenca del río Salado, el acuífero es regionalmente no confinado, pudiendo considerarse localmente confinado o semi-confinado (Kruse y Zimmermann, 2002). En lo que respecta a la composición química del agua subterránea, aún persisten las sales acumuladas durante el Período Terciario, debido al limitado gradiente topográfico existente; asimismo la mayor parte del agua subterránea parecería estar próxima a la saturación con carbonato de calcio y con depósitos de caliche (PMCRS, 1999). Como consecuencia son importantes los problemas generales de salinidad y alcalinidad que se producen en estas aguas subterráneas (PMCRS, 1999). Aguas subterráneas de buena calidad (hasta 1000 mg/l de sólidos disueltos totales) se encuentran al sur del área, adyacente a las sierras de Tandil y Ventana, y en el norte a lo largo de los límites de la cuenca entre las ciudades de Junín y San Miguel del Monte; mientras que aguas subterráneas con alta salinidad (hasta 2000 mg/l de sólidos disueltos totales) dominan el área de cuenca baja desde la laguna Las Flores a la Bahía de Samborombón, debido a la baja velocidad del flujo que facilita la incorporación de sales y la incidencia de las intrusiones marinas que ocurrieron durante el Holoceno (Gabellone *et al.*, 2005). En el oeste, la conexión artificial entre la antigua cuenca interna de aguas subterráneas y el río Salado, resultó en la incorporación en ese sector

de la cuenca de aguas subterráneas con una salinidad mayor a 2000 mg/l de sólidos disueltos totales (Gabellone *et al.*, 2008).

La escasa pendiente en el área de la cuenca del río Salado permite que, a nivel regional, los movimientos verticales del agua sean mayores que los flujos horizontales. Esta particularidad y la presencia frecuente del nivel freático a escasa profundidad de la superficie, hacen que el agua de los ambientes lóticos y lagunares y el agua subterránea estén en continuidad hidráulica (Kruse y Zimmermann, 2002). Por lo tanto, las aguas superficiales reciben sales de las aguas subterráneas, por escorrentía superficial y por desviación entre sub-cuencas (Gabellone *et al.*, 2008), ocasionándose los mismos problemas de salinidad y alcalinidad que en las aguas subterráneas (PMCRS, 1999). Esto se traduce en aguas superficiales con diferentes concentraciones de sales, en distintas zonas de la cuenca (Fig. 5) a pesar de tener una composición iónica similar. Según Gabellone *et al.* (2008), en la cuenca del río Salado, la concentración de los cationes mayoritarios es $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+$ y los aniones mayoritarios son: $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$. Los estudios realizados por estos autores revelaron que en el sector de cabeceras del río Salado, la conductividad es moderada; la zona del arroyo Saladillo (donde desembocan los canales provenientes de la pampa arenosa) presenta los mayores valores de conductividad; mientras que en los sectores medio e inferior de la cuenca, aguas abajo de la confluencia de los arroyos provenientes de la zona serrana, la conductividad es menor respecto a la zona precedente.

La salinidad de las aguas superficiales del río Salado (medida en unidades de conductividad) también puede variar entre 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en momentos de aguas altas a 14.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en momentos de aguas bajas en la desembocadura (Gabellone *et al.*, 2003). El régimen hidrológico de este río es muy variable: durante períodos secos puede tener un caudal menor a 100 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, pudiendo sobrepasar los 1.500 $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ durante períodos de inundación (Gabellone *et al.*, 2005). En los momentos de aguas bajas se produce una reducción significativa de los espejos de agua y aumenta la salinidad; en cambio las inundaciones disminuyen los tenores salinos mejorando la calidad del suelo y aportando ventajas al desarrollo productivo en la cuenca del río Salado (Gabellone *et al.*, 2003); asimismo permiten la existencia de humedales con una biodiversidad significativa (Gabellone *et al.*, 2005). El río no tiene un valle aluvial extenso, pero las lagunas asociadas y con diferente conexión con el río actúan como valle aluvial, incorporando dentro del río organismos, materia disuelta y particulada (Gabellone *et al.*, 2005).

IV. Uso del suelo

En la zona pampeana, principal productora de alimentos de Argentina, se han producido cambios desde finales del siglo XX y principios del XXI, reemplazando al anterior sistema mixto de agricultura y ganadería extensiva por otro sistema en el que tanto la agricultura como la ganadería se especializan individualmente (Viglizzo *et al.*, 2005). Estos autores señalan que la agricultura se adecuó a un paquete tecnológico integrado por cultivos transgénicos, siembra directa y mayor uso de fertilizantes; mientras que la ganadería tiene un desarrollo intensivo con sistemas de tipo feed-lots, particularmente en la cuenca inferior del río Salado. En los años 2003-2004, se sembraron cerca de 4 millones de hectáreas en la cuenca del río Salado, que fueron ocupadas por cultivos de soja (50%), trigo (29%), maíz (14%) y girasol (7%) (Nuñez *et al.*, 2005). El calendario agrícola de los cultivos que se desarrollan en el área de la cuenca del río Salado, indica que durante los meses de otoño la principal actividad es la cosecha, mientras que en primavera y principios de verano se siembran la mayoría de los cultivos de la zona; en invierno, en cambio, se realizan tanto actividades de siembra como de cosecha (Fig. 2).

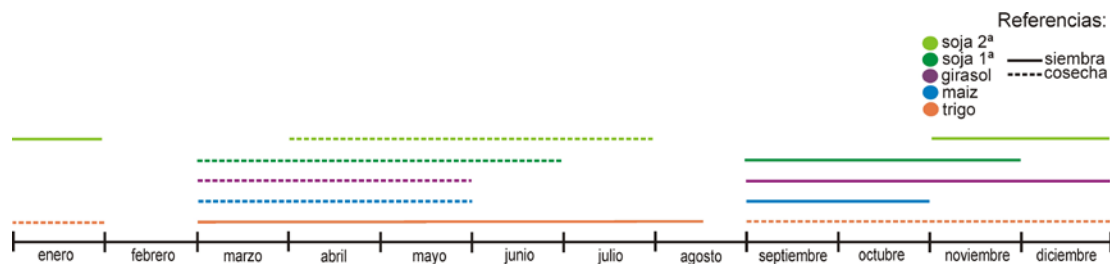


Figura 2: Esquema representando el calendario de siembra y cosecha de los principales cultivos del área de la cuenca del río Salado (Obtenido en www.inta.gov.ar)

El uso de la tierra en el área de la cuenca es heterogéneo: en las cabeceras (considerando dentro de éstas tanto las nacientes de sus subcuencas en las sierras de Tandil y Ventana como la zona de Junín, Bragado, Chivilcoy, etc.) el uso del suelo es intensivo predominando las actividades de agricultura (Fig. 3) y con alta densidad poblacional (Fig. 4). En la cuenca inferior el uso del suelo es más extensivo y mayormente ganadero (Fig. 3); mientras que en el área de la desembocadura, la Bahía de Samborombón (área RAMSAR), es un área protegida con poco uso del suelo (Gabellone *et al.*, 2003).

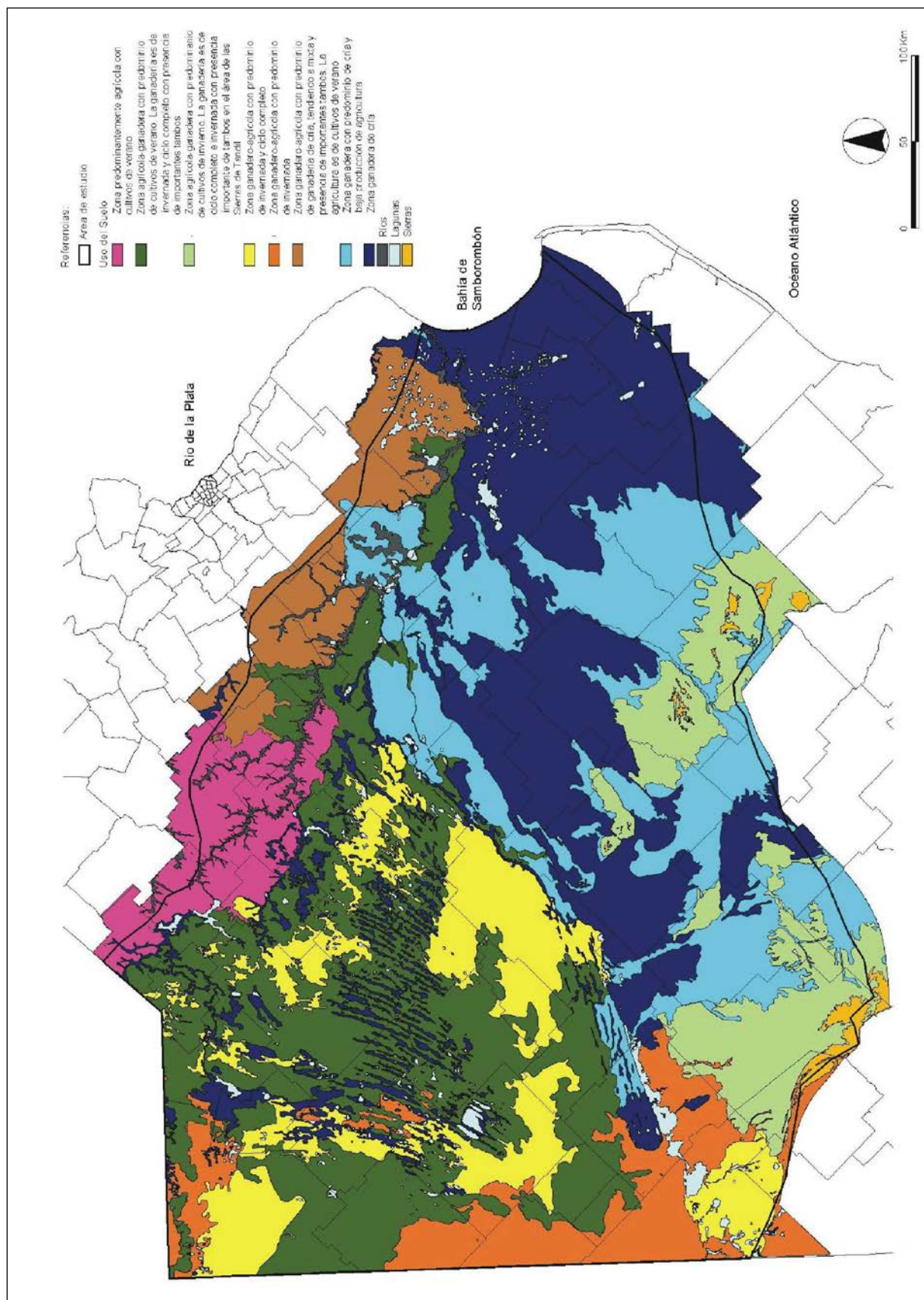


Figura 3: Mapa del uso del suelo en la cuenca del río Salado (Tomado del PMCRS, 1999)

Los datos del censo de 2001 (INDEC), indicaron que los 58 partidos incluidos en la cuenca del río Salado totalizaron una población de 1.421.183 personas, correspondiendo a más del 10 % de la población de la provincia de Buenos Aires. Las densidades poblacionales varían en los diferentes partidos, contando con una población mayor a los 100.000 habitantes sólo en los partidos de Olavarría y Tandil. El promedio para el área de la cuenca es de 7,9 habitantes por km² (Fig.4). Neschuk (2001) señala, a partir de los datos de la Dirección de Recursos hídricos y Saneamiento del Ministerio de Asuntos Agrarios, que el tratamiento de aguas residuales es diferente en cada partido, ya que sólo algunos municipios tienen planta de tratamiento de efluentes, mientras que muchas ciudades carecen de instalaciones para realizar el tratamiento y el efluente es descargado en lagunas u otros cuerpos de agua (Fig.4).

En relación con lo anteriormente expuesto, en algunos sectores de la cuenca del río Salado el grado de eutrofización de los cuerpos de agua es alto (Fig. 5). Se destaca la zona de la cuenca superior donde las concentraciones de fósforo total son mayores debido a la importante actividad agrícola. Otros aportes importantes de nutrientes son los realizados por el canal que ingresa al río Salado en el partido de Bragado. En las subcuencas de los arroyos Vallimanca y Las Flores, las concentraciones son menores; mientras que en la cuenca inferior es posible que ocurran procesos de dilución de los aportes de la cuenca superior, ya que las concentraciones de nutrientes son intermedias (Gabellone *et al.* 2003).

Tal como explica Neschuk (2001), los cuerpos de agua de la cuenca del río Salado tienen una capacidad de autodepuración relacionada con los pulsos periódicos de inundación (siempre que el agua aportada por la escorrentía superficial no contenga elevadas concentraciones de fósforo que supere la posibilidad de recuperación natural) y por lo tanto variaciones temporales en las concentraciones de nutrientes son altamente dependientes de las características hidrológicas.

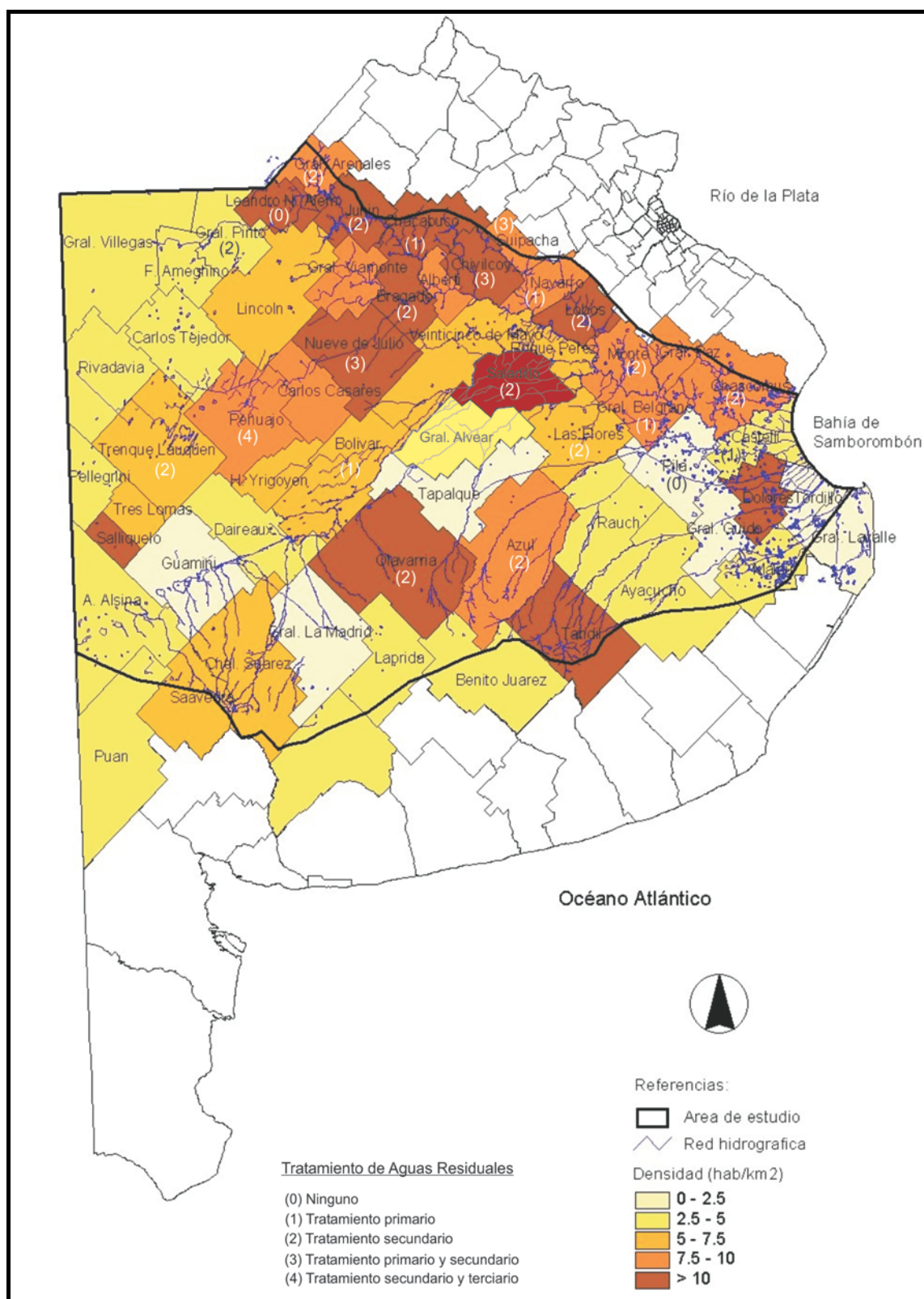


Figura 4: Mapa de densidad poblacional (Fuente: INDEC – Censo 2001) de los partidos incluidos en el área de la cuenca del río Salado, y tratamiento de aguas residuales en algunos de los partidos (Actualizado de Neschuk, 2001)

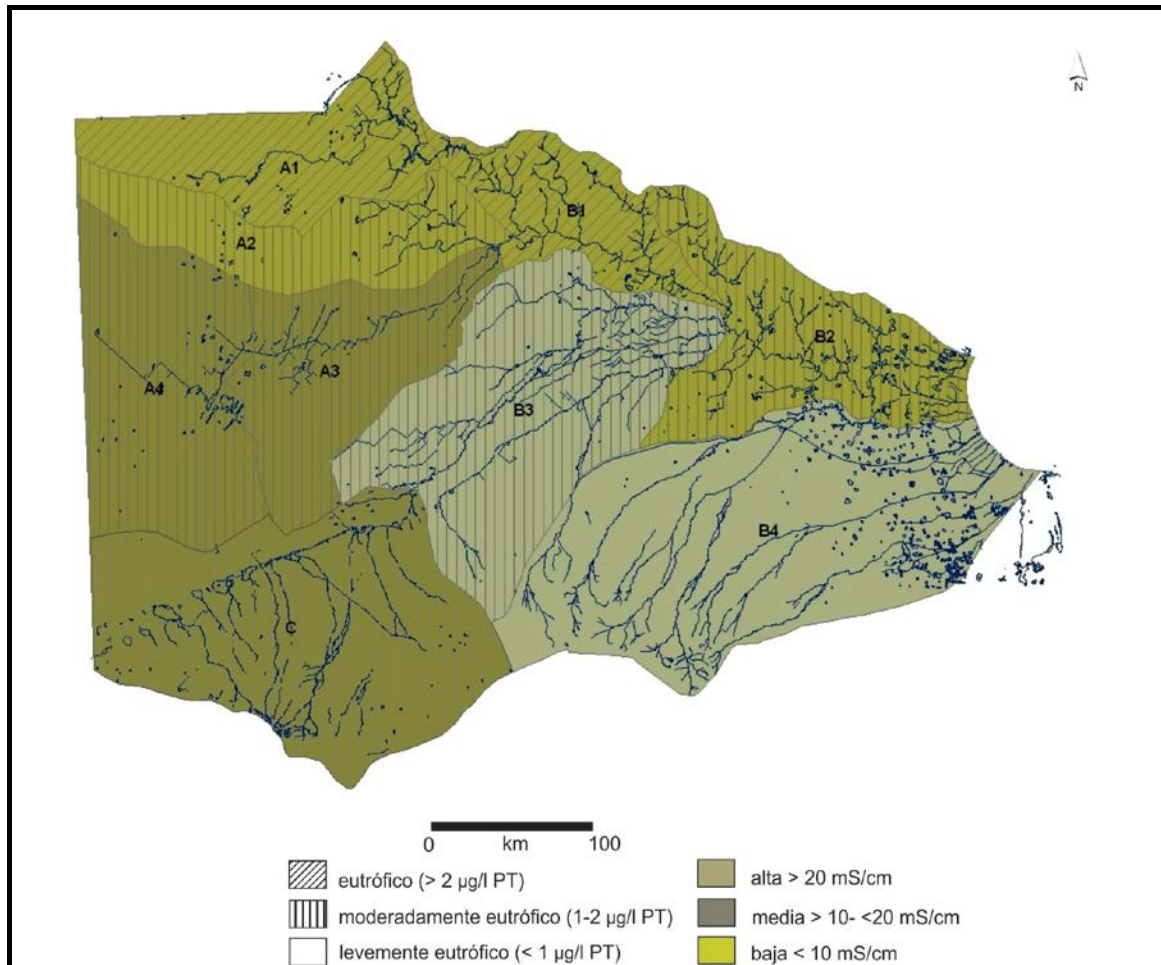


Figura 5: Mapa de conductividad y eutrofización de la Cuenca del río Salado (tomado de PMCRS, 1999).

V. Subáreas y regiones

Debido a la extensión de la cuenca, a la variabilidad en la composición de los sedimentos, a la conexión hídrica y al impacto antrópico, se realizaron distintos trabajos para discriminar los posibles sectores de la cuenca, siguiendo diferentes criterios: geología (Fidalgo *et al.*, 1975), hidrogeología (González, 2005), geomorfología (Zárate y Rabassa, 2005), tipos de suelos (Hurtado *et al.*, 2005), contenido de fósforo en el suelo (Morrás, 1999) y densidad poblacional (INDEC, 2001).

Otros autores discriminaron sectores de la cuenca considerando en forma simultánea varios criterios, incluyendo por ejemplo aspectos hidrológicos, ecológicos y socioeconómicos (Gabellone *et al.*, 2003; 2005). Neschuk (2001) propuso la zonificación de la cuenca a partir del uso de la tierra, salinidad (iones mayoritarios, conductividad, fósforo concentraciones de nutrientes) y composición de fitoplancton y zooplancton; pudiendo diferenciar cuatro zonas:

- cuenca superior: incluye las cabeceras del río, hasta las cercanías de la localidad de Bragado
- sector de afluentes: incluye los sectores que vehiculizan el agua de las zonas serranas y las canalizaciones de las lagunas del oeste, hasta el sistema lagunar Las Flores
- cuenca media: desde las cercanías de la localidad de Bragado hasta aguas abajo del sistema lagunar Las Flores
- cuenca inferior: aguas abajo del sistema lagunar Las Flores

VI. Consecuencias de obras hidráulicas realizadas y nuevas obras proyectadas en el área de la cuenca del río Salado

Las obras hidráulicas que han sido realizadas desde principios del siglo XX dieron lugar al trazado hídrico actual, conectando sectores que anteriormente eran cuencas independientes (tal como el canal aliviador Alsina) y por lo tanto ampliaron la cuenca del río Salado. Estas obras, realizadas con el objeto de evitar inundaciones en la cuenca, resultaron en escenarios diferentes a los esperados. Moncaut (2001) describe las situaciones ocurridas como consecuencia del trazado de algunos canales: las aguas de lluvia que caen en la zona, por el hecho de hacerlo sobre una superficie plana, provocan una fuerte infiltración circulando como aguas subterráneas hacia los ríos y arroyos, dando como resultado inundaciones; asimismo, señala que debido a la menor cobertura de la vegetación natural, se han intensificado los procesos de erosión en los suelos de la cuenca.

Las consecuencias de estas obras hidráulicas realizadas para el control de las inundaciones se observan actualmente, destacándose en sectores específicos de la cuenca, los siguientes efectos:

- Los canales construidos en las zonas costeras hacia la Bahía de Samborombón (ej: Canal 15) provocan la lentificación de los cuerpos de agua naturales y consecuente aumento de los sólidos en suspensión, especialmente en los momentos de mayor evaporación (Conzonno *et al.*, 2001)
- Los canales de la región naturalmente arreica del noroeste (ej: Canal Jaureche – Mercante – República de Italia) incorporan en el río Salado grandes concentraciones de sales, almacenadas anteriormente en las aguas subterráneas de esa región (Gabellone *et al.*, 2008)
- La construcción del canal aliviador Alsina, modifica las características ecológicas tanto de las lagunas encadenadas del oeste (con elevada salinidad) como de la cuenca principal del río Salado (Gabellone *et al.*, 2003).

Las consecuencias de estas intervenciones hidráulicas se debieron a la ausencia de un manejo integrado de la cuenca hídrica que considere primordiales a los aspectos ambientales y sociales. Desde el año 1997, el Plan Maestro integral de la cuenca del río Salado diseña y realiza las obras hidráulicas necesarias en la cuenca para disminuir los daños ocasionados por las inundaciones y las sequías a la población, intentando conservar de manera adecuada los recursos hídricos. Algunas de las obras hidráulicas que fueron proyectadas por el Plan Maestro de la cuenca del río Salado son: nuevos canales de drenaje (en su mayor parte en el Noroeste); diversos terraplenes de inundaciones en los ríos y canales existentes; ensanchamiento de canales y mejoras en diversos tramos del río; y nuevo desvío del río y de las inundaciones en el sur y este de la cuenca (incluyendo trasvases de la cuenca) (PMCRS, 1999), de las cuales se ejecutó por ejemplo la construcción del nuevo puente de La Postrera durante el año 2004 (Quaini *et al.*, 2005; Dippolito *et al.*, 2010) y se realizaron dragados y construcción de terraplenados para la readecuación del Río Salado Inferior (Fig. 6).



Figura 6: Obras hidráulicas efectuadas en la cuenca inferior del río Salado en el período de muestreo.

La realización de estas obras podría derivar en algunos impactos en el ambiente. La construcción de canales de drenaje tiene el potencial de perjudicar y/o modificar los hábitats de humedales y terrestres. En el noroeste, donde los niveles de sales en los suelos son elevados, la consecuencia del mayor drenaje y descargas rápidas podría ser un mayor transporte de sales; esto podría causar perturbaciones ecológicas en los hábitats acuáticos aguas abajo y riesgos de salinización en algunas subregiones de la cuenca del Río Salado. Asimismo, debido a los aumentos de los aportes de agua procedentes de zonas agrícolas, pueden existir riesgos de eutrofización en los cuerpos de agua (PMCRS, 1999, Quirós *et al.*, 2002; Gabellone *et al.*, 2005; 2013).

Capítulo 3

ANÁLISIS INTEGRAL DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO

ANÁLISIS INTEGRAL DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO

I. Introducción

Los sectores de la cuenca del río Salado presentan diferencias en cuanto a las características del uso del suelo, que por consiguiente producen variaciones en el grado de eutrofia de los cuerpos de agua debido a aportes por las actividades humanas. Paralelamente se producen variaciones en la conductividad del agua, principalmente debidas al aporte por resolubilización de sales desde la pampa arenosa. Asimismo, existen algunas diferencias en la textura y compactación de los sedimentos entre los distintos sectores, pudiendo producirse por consiguiente distintas respuestas de las partículas y de la biota a las condiciones hidrológicas. Todos estos enunciados fueron desarrollados en la introducción.

Tomando en consideración las hipótesis planteadas en la introducción, el **objetivo** del presente capítulo es analizar los patrones espacio-temporales del fitobenton a nivel cuenca mediante un estudio extensivo, examinando las características del agua y del sedimento.

Durante la realización del muestreo, estuvieron en ejecución obras hidráulicas en la cuenca inferior del río Salado. Estas obras involucraron principalmente: 1) la readecuación del río en un tramo que va desde aguas abajo de la localidad de General Belgrano hasta el comienzo del canal 15, 2) la remoción y reemplazo de puentes en ese tramo. (Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires, N. Neschuck, *com.pers.*).

II. Diseño del muestreo

Para investigar los patrones espacio-temporales del fitobenton en la cuenca, se analizó el curso principal del río, sus tributarios y los canales involucrados, durante un ciclo anual. En este análisis extensivo se estudiaron el fitobenton y seis de los factores reguladores de su desarrollo, a partir del análisis de diferentes variables.

Estos factores y las variables asociadas son:

- 1- SALINIDAD: evaluada mediante la **conductividad** y la **concentración de los iones** mayoritarios constituyentes.
- 2- NUTRIENTES: se calculó la concentración de las formas de nitrógeno y de fósforo más comunes en el agua de cuerpos lóticos.

- 3- FLUJO DEL AGUA: se determinó la **velocidad de la corriente de agua** y las concentraciones de materiales transportados por el flujo.
- 4- SUSTRATO: se analizó la **granulometría** del sedimento y las concentraciones de **materia orgánica** y de **fósforo** acumulado en los mismos.
- 5- LUZ: se estimó la transparencia a partir de la **profundidad del disco de Secchi**, y se midió la **turbidez** del agua.
- 6- TEMPERATURA: se registró la **temperatura** y se calculó el porcentaje de saturación del **oxígeno disuelto**.

III. Selección de los sitios de muestreo

Se realizaron muestreos estacionales en la cuenca del río Salado durante el año 2005. Se establecieron 13 sitios de muestreo (Fig. 1) cuyas características se describen a continuación:

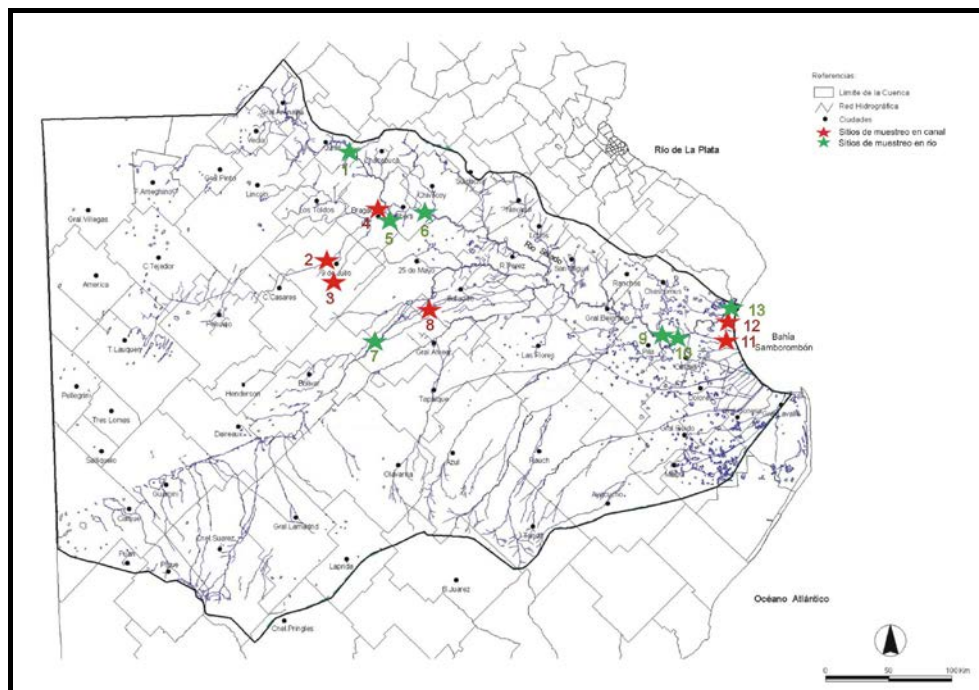


Figura 1: Área de la Cuenca del Río Salado con los sitios de muestreo (las estrellas verdes indican los sitios ubicados sobre cursos lóticos naturales, y las rojas los sitios ubicados sobre canales artificiales).

El **sitio 1 (Junín)** representa al sector de cabeceras del río Salado. Constituye la zona de mayor actividad agrícola de la cuenca y por consiguiente los cuerpos de agua son eutróficos o hipereutróficos (Gabellone *et al.*, 2003). El sitio de muestreo se ubica en la intersección del río con la ruta nacional N° 7, aguas abajo de la ciudad de Junín (Fig. 2).



Figura 2: Vista del sitio de muestreo 1 (Junín).

Los sitios 2 y 3 están ubicados en canales que conducen agua proveniente de la Pampa Arenosa y descargan en la Laguna Municipal de Bragado (Fig. 3).

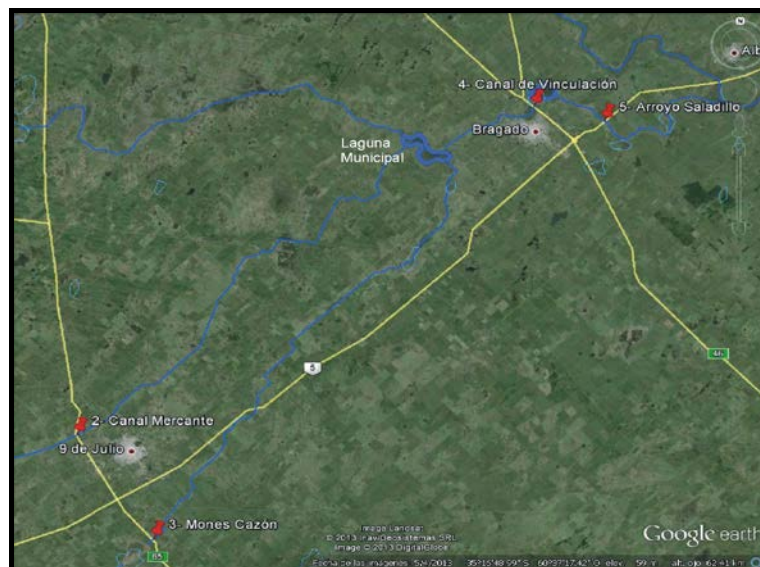


Figura 3: Ubicación geográfica de los sitios 2, 3, 4 y 5.

El **sitio 2 (Canal Mercante)** se ubica en la intersección del canal con la ruta provincial Nº 65, cercano a la ciudad de 9 de Julio (Fig.4). En este punto, el canal Jaureche –Mercante – República de Italia recibe el nombre de canal Mercante. Este canal conecta el complejo lagunar Hinojo-Las Tunas, caracterizado por altas concentraciones de sales, (Gabellone *et al.*, 2003) con el río Salado, transportando agua con elevados tenores salinos. Los sedimentos son principalmente arenosos (Gabellone *et al.*, 2005).



Figura 4: Vista del sitio de muestreo 2 (Canal Mercante).

El **sitio 3 (Mones Cazón)** está ubicado en la intersección del canal con la ruta provincial Nº 65 en cercanías de la ciudad de 9 de Julio. Este canal conecta lagunas medianamente eutróficas con el río Salado. El sitio fue seleccionado para estudiar el aporte de los nutrientes provenientes de este sector de la cuenca, sobre el río Salado (Fig. 5).



Figura 5: Vista del sitio de muestreo 3 (Mones Cazón).

El **sitio 4 (Canal de Vinculación)** se ubica en la intersección del Canal de Vinculación con la ruta provincial Nº 46 (Fig. 6). Este canal conecta a la Laguna Municipal con la Laguna del Parque, situada aguas abajo, ambas en el partido de Bragado. La Laguna Municipal recibe aguas desde el oeste a través del sistema de canales San Emilio, y desde la Pampa Arenosa por el canal Jaureche – Mercante- República de Italia y el canal Mones Cazón, con elevado tenor salino y altas cargas de nutrientes (Neschuk, 2001; Gabellone *et al.*, 2003). Los sedimentos son arenosos-arcillosos y limosos-arcillosos (Gabellone *et al.*, 2005).



Figura 6: Vista del sitio de muestreo 4 (Canal de Vinculación).

El **sitio 5 (Arroyo Saladillo)** está ubicado en la intersección del arroyo Saladillo con la ruta nacional Nº 5 (Fig. 7). El Arroyo Saladillo es un efluente de la Laguna del Parque y recibe agua proveniente de la Pampa Arenosa, aunque con un posible efecto dilutorio de sales dado por la presencia de las lagunas ubicadas aguas arriba (Gabellone *et al.*, 2003). En este tramo del río se vuelcan los efluentes cloacales de la localidad de Bragado. Gabellone *et al.* (2005) describen los sedimentos de este sector de la cuenca como arenosos-arcillosos y limosos-arcillosos.



Figura 7: Vista del sitio de muestreo 5 (Arroyo Saladillo).

Sitio 6 (Achupallas); en este punto el río Salado es ancho con una gran planicie de inundación, características típicas de un río de llanura (Fig. 8). El sitio de muestreo se ubica en la intersección del río con la ruta provincial Nº 51 y recibe tanto los aportes de las canalizaciones que drenan la Pampa Arenosa como el agua proveniente del sector de cabeceras del río Salado. En esta zona de la cuenca la actividad agrícola es menos intensa que en las cabeceras del río (Gabellone *et al.*, 2003).

Los sitios 1-6 (Junín, Canal Mercante, Mones Cazón, Canal de Vinculación, Arroyo Saladillo y Achupallas) pertenecen a la cuenca superior del río Salado.



Figura 8: Vista del sitio de muestreo 6 (Achupallas)

El **sitio 7 (Arroyo Vallimanca)** se ubica en la intersección del arroyo con la ruta provincial Nº 205 (Fig. 9). La subcuenca del arroyo Vallimanca (que recibe el agua proveniente de las lagunas Encadenadas del Oeste y de los arroyos provenientes de la zona periserrana de Ventana) no tiene un cauce definido, pudiendo resultar en amplias áreas anegadas en los momentos de inundación. Este arroyo, junto con el arroyo Las Flores, desemboca en la laguna Las Flores Grande sobre el eje del río Salado (Gabellone *et al.*, 2003).



Figura 9: Vista del Sitio de muestreo 7 (Arroyo Vallimanca).

El **sitio 8 (Canal 16)** se ubica en la intersección del canal 16 con la ruta provincial Nº 205 (Fig. 10). Este canal fue trazado para regular el caudal del Arroyo Vallimanca y desemboca en el arroyo Las Flores (Gabellone *et al.*, 2003).



Figura 10: Vista del sitio de muestreo 8 (Canal 16).

Los sitios Arroyo Vallimanca y Canal 16 representan el sector de los afluentes que vehiculizan el agua de las zonas serranas.

Los sitios 9 y 10 se ubican en el sector inferior de la cuenca (Fig. 11), en la denominada Pampa Deprimida, donde se encuentra una gran cantidad de lagunas oligohalinas y poco eutrofizadas (Gabellone *et al.*, 2003). La principal actividad es la ganadería (Gabellone *et al.*, 2005).

El **sitio 9 (Paraje El Destino)** se ubica en la intersección del río Salado con la ruta provincial Nº 57. Este lugar está ubicado aguas abajo de donde el río recibe el agua de las lagunas Encadenadas del Este, localizadas en su margen izquierdo, y constituye el comienzo de la cuenca inferior (Fig. 12).

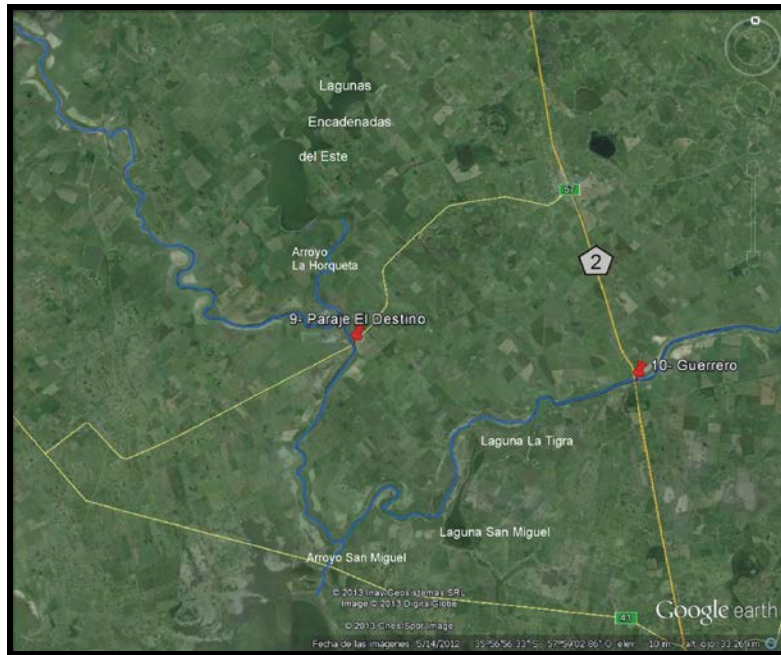


Figura 11: Ubicación geográfica de los sitios 9 y 10.

La cuenca inferior del río Salado está representada por los sitios: 9 (Paraje el Destino), 10 (Guerrero), 11 (Canal 15), 12 (Canal Aliviador) y 13 (Desembocadura).



Figura 12: Vista del sitio de muestreo 9 (Paraje El Destino)

El **sitio 10 (Guerrero)** está ubicado en la intersección del curso principal del Río Salado y la ruta nacional Nº 2 (Fig. 13). Este sitio de muestreo es posterior a un área de lagunas asociadas: se encuentra aguas abajo de las lagunas La Tigra y San Miguel y del arroyo San Miguel (efluente de las lagunas San Lorenzo y Camarones Grande).



Figura 13: Vista del sitio de muestreo 10 (Guerrero).

Los sitios 11, 12 y 13 se ubican en intersecciones del río y canales con la ruta provincial Nº 11 (Fig. 14); esta ruta se ubica sobre cordones de conchilla remanentes de antiguas regresiones marinas (Auge, 2004). En este sector de la cuenca, caracterizado por la presencia de lagunas salobres y pendiente despreciable, se han construido varios canales para desaguar la región en los períodos de inundación (Gabellone *et al.*, 2003). Las diferencias en el caudal y velocidad del agua, sinuosidad del curso del agua y composición del sedimento fueron consideradas para la elección de tres sitios de muestreo incluyendo el río Salado y dos canales (Fig. 14).

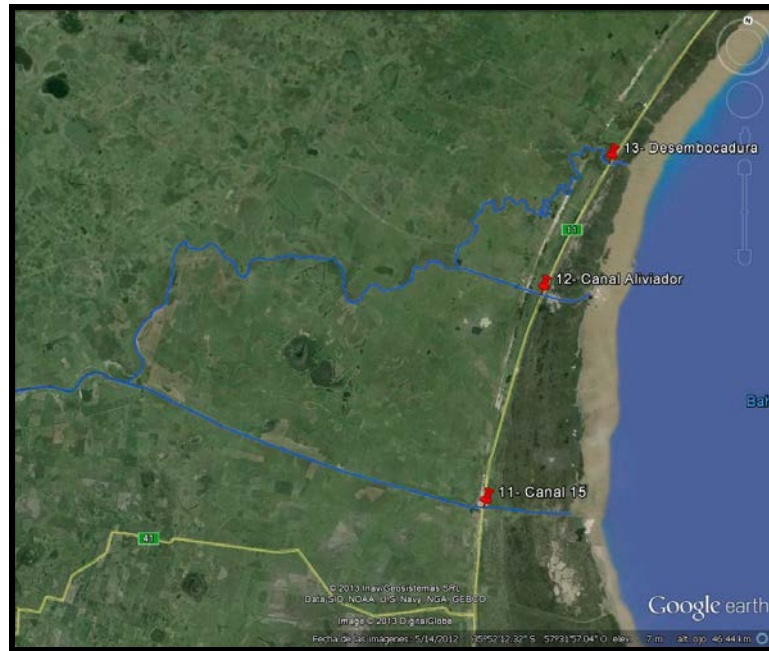


Figura 14: Ubicación geográfica de los sitios 11, 12 y 13.

El **sitio 11 (Canal 15)** se ubica sobre el canal en la zona que atraviesa el cordón natural de conchillas (Fig. 15). El flujo que proviene de las cuencas alta y media del Río Salado es desviado mayormente por este canal hacia la Bahía de Samborombón, provocando bajos caudales en la desembocadura natural del río con la consecuente colmatación por sedimentos (Gabellone *et al.*, 2003).



Figura 15: Vista del sitio de muestreo 11 (Canal 15).

El **sitio 12 (Canal Aliviador)** se localiza en la segunda mitad del canal aliviador. Este canal mide aproximadamente 10 km y tiene un cauce recto y, a pesar de encontrarse en una zona de mínima pendiente, cercana a la desembocadura del Río Salado, lleva una menor carga de sedimentos (Fig. 16).



Figura 16: Vista del sitio de muestreo 12 (Canal Aliviador).

El **sitio 13 (Desembocadura)** representa un sector del río de cauce marcadamente sinuoso con flujo reducido, donde se depositan gran cantidad de sedimentos (Fig. 17); esta situación se vio acentuada desde la construcción y posterior dragado del canal 15 (Gabellone *et al.*, 2003).



Figura 17: Vista del sitio de muestreo 13 (Desembocadura).

IV. Materiales y métodos

Variables climáticas

Se obtuvieron datos de precipitaciones mensuales del Servicio Meteorológico Nacional (<http://www.smn.gov.ar/>) ocurridas durante el año 2005 en algunas localidades situadas en la cuenca del río Salado (Bolívar, Coronel Suárez, Dolores, Junín, Las Flores, Pehuajó, Tandil y 9 de Julio) (Fig. 18, óvalos) con el fin de conocer los patrones de precipitaciones para el período estudiado. También se consiguieron los datos de las precipitaciones semanales de localidades cercanas a los sitios de muestreo (Fig. 18, flechas), con el objetivo de interpretar el posible efecto de las precipitaciones sobre las variables físicas, químicas y biológicas estudiadas. Estos datos se hallaron en el Sistema Integrado de Información Agropecuaria, del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación: <http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-provincia/buenos-aires> y de la Red de Información Agropecuaria Nacional del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria: <http://rian.inta.gov.ar/>. Las localidades de la cuenca del río Salado escogidas fueron seleccionadas según los siguientes criterios:

Junín: por ser una localidad cercana al sitio de muestreo “Junín” y ubicarse aguas arriba del mismo.

Bragado: por ser una localidad cercana a los sitios de muestreo “Arroyo Saladillo” y “Canal de Vinculación”.

Alberti: por ser una localidad cercana al sitio de muestreo “Achupallas” y estar ubicada aguas arriba del mismo.

9 de Julio: por ser una localidad cercana a los sitios de muestreo “Canal Mercante” y “Mones Cazón”.

Bolívar: por ser una localidad cercana al sitio de muestreo “Vallimanca”.

Saladillo: por ser una localidad cercana al sitio de muestreo “Canal 16”.

Chascomús: por ser una localidad cercana a los sitios de muestreo de la cuenca inferior: “Paraje el Destino”, “Guerrero”, “Canal 15”, “Canal Aliviador” y “Desembocadura”.

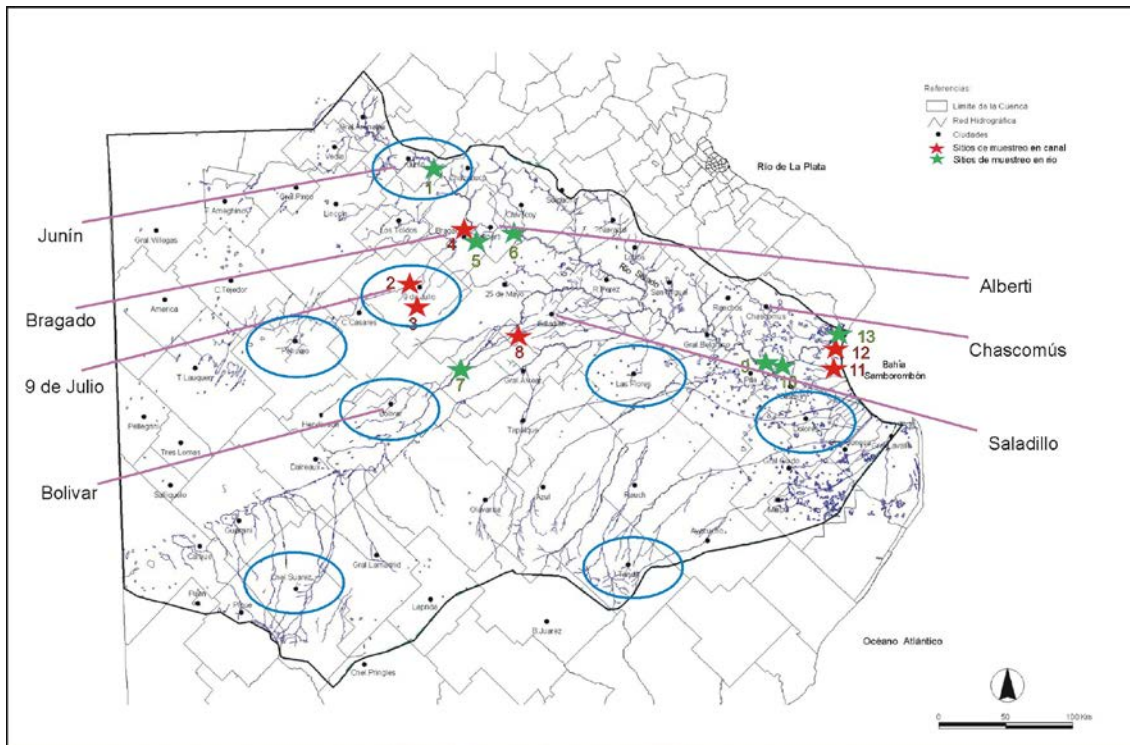


Figura 18: Área de la cuenca con los sitios de muestreo y las localidades seleccionadas para analizar las precipitaciones. Los óvalos indican las localidades representativas de sectores de la cuenca, y las flechas marcan las localidades cercanas a los sitios de muestreo.

Parámetros del agua y del sedimento

Durante el período de muestreo se determinaron “in situ” parámetros físicos y químicos del agua (temperatura, pH, concentración de oxígeno disuelto, % de saturación de oxígeno, turbidez y conductividad) mediante un sensor múltiple Horiba U10 y un oxímetro YSI. Una estimación del nivel hidrométrico se realizó utilizando como referencia la distancia entre el pelo del agua y el puente, y se determinó utilizando una cinta métrica (a esta variable se la denominó “distancia al puente”). La transparencia del agua fue estimada con un disco de Secchi de 25 cm de diámetro. La velocidad de corriente (registrada en los muestreos de otoño, invierno y primavera) se determinó mediante el uso de un correntímetro.

Para los análisis químicos se tomó en cada uno de los sitios y fechas estudiados, una muestra de agua subsuperficial (1 L) en el centro del curso de ríos y canales. Las muestras se transportaron mantenidas en oscuridad a 4 °C y fueron analizadas en el laboratorio dentro de las 48 horas siguientes a la extracción. Para realizar algunos de los siguientes análisis parte de las muestras fueron filtradas a través de filtros Whatman GF/C.

- **Sólidos en suspensión:** se determinaron usando el método gravimétrico. Se colocaron filtros Whatman GF/C en estufa y se pesaron en balanza de precisión (tara). A través de estos filtros tarados se dejó pasar un volumen conocido de agua, se colocaron los filtros nuevamente en estufa durante al menos 96 horas a 70 °C y se pesaron en balanza de precisión. La concentración de sólidos se determinó por diferencia de peso entre el filtro seco y su tara y se expresó en mg/L.
- **Materia orgánica particulada:** los filtros utilizados en la determinación de sólidos en suspensión se muflaron durante 4 horas a 550 °C. La concentración de materia orgánica se calculó por diferencia de peso de los filtros antes y después de muflados y se expresó en mg/L.
- **Materia orgánica disuelta:** se estimó en forma aproximada por lectura espectrofotométrica de agua filtrada a 440 nm (Kirk, 1983).
- **Alcalinidad:** la determinación de la reserva alcalina total se realizó con la muestra sin filtrar y a partir de la titulación con ácido sulfúrico 0,02 N hasta su viraje de color por el agregado de un indicador mixto. La concentración se expresó en mg CO₃/L (APHA, 1995).
- **Cloruros:** para la determinación de los cloruros se realizó la valoración con AgNO₃ 0,1 M hasta su viraje de color utilizando muestra filtrada. La concentración fue expresada en mg Cl⁻/L (APHA, 1995).
- **Dureza total, calcio y magnesio:** la dureza total se determinó utilizando muestra filtrada y mediante valoración con EDTA 0,01 M y el agregado de negro de eriocromo para el viraje de color. La concentración se expresó en mg CaCO₃/L. El calcio se determinó mediante valoración con EDTA 0,01 M y el agregado de murexida. La concentración se expresó en mg Ca⁺²/L. El magnesio se calculó por diferencia entre la dureza total del agua y la concentración de calcio (APHA, 1995).
- **Sodio y potasio:** se utilizó la fotometría de llama. Las concentraciones fueron expresadas en mg/L.
- **Sulfatos:** se utilizó el método turbidimétrico (APHA, 1995). La determinación de la concentración de sulfatos se realizó mediante el agregado de HCl 0,5 N y un complejo de gelatina más BaCl₂ a la muestra filtrada y posterior lectura al espectrofotómetro. La concentración se expresó en mg/L.
- **Clorofila *a* fitoplanctónica:** los filtros Whatman GF/C con el material retenido luego del filtrado de las muestras, se trituraron en mortero con acetona al 90% y fueron mantenidos 24 horas en heladera a 4 °C. La absorbancia se midió a 665 nm y para la determinación de feopigmentos se acidificó con HCl 0,1 N. Las concentraciones se calcularon según Lorenzen (1967) y se expresaron en µg/L.

- **Fósforo total (PT):** para la determinación de la concentración total de fósforo se utilizó la muestra sin filtrar. Se realizó una digestión previa con persulfato de potasio y ácido sulfúrico, acorde con APHA (1995) y posterior determinación colorimétrica por el método del ácido ascórbico. La densidad óptica fue medida en cubetas de 1 ó 5 cm de recorrido a 885 nm. La concentración se expresó en $\mu\text{g P/L}$.

-**Fósforo reactivo soluble (PRS):** la determinación se realizó utilizando la muestra filtrada. Se siguió el método del ácido ascórbico (APHA, 1995) y la densidad óptica fue medida a 885 nm. La concentración se expresó en $\mu\text{g P/L}$.

- **Nitratos (NO_3^-) + Nitritos (NO_2^-):** para la determinación de la suma de ambos compuestos se utilizó agua filtrada y se siguió la técnica de reducción con sulfato de hidrazina (APHA, 1995). Se midió la densidad óptica en cubeta de 1 cm de recorrido a 543 nm. La concentración fue expresada en $\mu\text{g N- NO}_3^- + \text{NO}_2^-/\text{L}$.

- **Amonio:** a partir de la muestra filtrada, se determinó la concentración de amonio mediante el método del fenol (APHA, 1995), utilizándose un kit de urea Wiener. La concentración se expresó en $\mu\text{g NH}_4^+/\text{L}$.

En cada uno de los 13 sitios de muestreo se realizó una primera prospección visual del ambiente con el fin de analizar la variabilidad del fitobenton, evitando los sectores sombreados y las zonas perturbadas por efecto antrópico (ej: por pisoteo o con marcas de vehículos). En cada uno de los momentos de muestreo, se colectaron tres muestras (réplicas) de sedimento superficial, tomados a una distancia aproximada de 20 cm respecto al margen del río y a una profundidad de entre 10-30 cm respecto al pelo de agua (Descy y Coste, 1990), dependiendo de la pendiente del lugar. Las muestras fueron colectadas mediante un corer de $7,06 \text{ cm}^2$ de superficie obteniéndose los dos primeros centímetros de sedimento superficial y el agua suprayacente mediante el uso de un émbolo y una espátula.

Las muestras se colocaron en frascos rotulados y se mantuvieron a 4°C y en oscuridad hasta su procesamiento dentro de las 48 hs. posteriores a la extracción. En el laboratorio, cada muestra se dividió en cuatro submuestras (Modenutti y Balseiro, 1995) destinadas respectivamente al análisis de clorofila *a*, materia orgánica-fósforo total, granulometría y análisis florístico. Para obtener las dos primeras submuestras se homogeneizó el sedimento mediante el uso de un agitador magnético y se realizaron entre 2 y 5 extracciones de $3,3 \text{ mL}$ con pipeta.

La superficie del corer representada por cada submuestra se estimó a través de su peso y el porcentaje que representa con respecto al peso total de la muestra. Dicho porcentaje

se extrapoló al total de la superficie del corer, obteniéndose así una medida de la superficie correspondiente a cada submuestra. Este método es similar al usado por Bourne (2000) a excepción de que en ese caso se utilizaron volúmenes en vez de pesos para establecer los porcentajes de área representados por las submuestras.

Para poder efectuar el análisis de la **granulometría** de los sedimentos se utilizaron tamices en la separación de las fracciones. A fin de caracterizar a los sedimentos en relación con los tamaños reales de partículas entre las cuales se desarrolla la comunidad algal (considerando tanto a las partículas sedimentarias como también a la presencia de flóculos), se realizó la caracterización de la composición granulométrica de los sedimentos sin la incorporación previa de agentes químicos dispersantes. Los sedimentos fueron secados en estufa a 60 °C y posteriormente se pasaron por cuatro tamices (2.000, 500, 250 y 53 μm) obteniéndose cinco fracciones de acuerdo con los límites de tamaños de partículas establecidos por el sistema de clasificación estadounidense (www.usda.gov):

- Grava (mayor a 2.000 μm)
- Arena gruesa y muy gruesa (de 500 a 2.000 μm)
- Arena media (de 250 a 500 μm)
- Arena fina y muy fina (de 53 a 250 μm)
- Limos y arcillas (menores a 53 μm)

La caracterización del sedimento se realizó utilizando la clasificación realizada por Folk (1954) a partir del contenido porcentual de los constituyentes granulométricos de cada muestra. La granulometría fue expresada por unidad de peso seco de sedimento (g/Kg PS).

El análisis de **materia orgánica en los sedimentos** se realizó por diferencia de los pesos del material secado en estufa a 60 °C y el mismo material muflado a 550 °C durante 4 horas (Aboal *et al.*, 1994). La concentración se expresó en g Materia Orgánica/ m^2 de sedimentos.

La estimación de **fósforo total** se realizó a través del método de ignición de Andersen (1976) que involucró la digestión del material previamente muflado (utilizado en la determinación de la materia orgánica en sedimentos) con HCl 1N en caliente (APHA, 1995) y la posterior determinación colorimétrica de la fracción en solución por el método del molibdato amónico (APHA, 1995). La densidad óptica se midió a 885 nm en cubeta de 1 cm de recorrido. La concentración se expresó en g P/ m^2 de sedimento.

Las submuestras destinadas a la estimación de la **concentración de clorofila α** fueron filtradas a través de filtros Whatman GF/C y colocadas en freezer hasta su procesamiento (APHA, 1995). El análisis se realizó a través de la extracción del pigmento con acetona al 90% y por medio de las lecturas espectrofotométricas a 750 nm y 665 nm antes y después de la

acidificación con HCl 0,1 N (APHA, 1995). La concentración de clorofila *a* activa del fitobenton se expresó con respecto a la superficie de sustrato en mg/m² según la fórmula de Lorenzen (1967) modificada para superficies según Varela (1981):

$$\text{Chl } a \text{ (mg/m}^2\text{)} = (A * K * (6650 - 665a) * v * 10) / L * S$$

Donde:

A: coeficiente de absorción de la clorofila: 11

K: 2,43

6650: absorbancia antes de acidificar

665a: absorbancia después de acidificar

v: volumen del extracto acetónico (en ml)

10: factor de conversión a m²

L: longitud de trayectoria de la cubeta

S: superficie de la muestra en cm²

Para el análisis del **fitobenton**, se fijaron las muestras con formol al 5 % (APHA, 1995). En el laboratorio se llevó a cabo el análisis de las algas del sedimento. Se analizaron al microscopio óptico alícuotas de 50 µl de la muestra homogeneizada, registrándose la frecuencia de los organismos viables observados entre porta y cubreobjetos a 400X y siguiendo los lineamientos de área mínima (Modenutti y Balseiro, 1995). Se consideraron como organismos viables a aquellos que presentaron contenidos citoplasmáticos, como cloroplastos y otras organelas, o bien células pigmentadas en el caso de las cianobacterias (Burkholder y Wetzel, 1989).

La identificación de los taxa se realizó mediante la consulta de la bibliografía específica de cada grupo, disponible en la División Ficología del Museo de La Plata: Bourrelly (1966, 1968, 1970); Cox (1996); Krammer y Lange- Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b); Komárek (2013); Komárek y Anagnostidis (1998, 2005); Komárek y Fott (1983); Metzeltin, Lange-Bertalot y García-Rodríguez (2005). La eliminación de la materia orgánica fue necesaria para identificar a las diatomeas; este procedimiento fue posterior a la observación de las muestras al microscopio óptico, realizadas para registrar la frecuencia de todos los organismos presentes. Se realizó la digestión con H₂O₂ y HCl siguiendo el protocolo de Battarbee (1986). Posteriormente, se hicieron preparados fijos en NaphraxTM para la observación de los frústulos al microscopio óptico y se montaron alícuotas del material en tacos de vidrio que fueron metalizadas con oro-paladio para su observación al microscopio electrónico de barrido (MEB).

Los valores de frecuencia de las muestras de cada sitio y fecha fueron promediados y la abundancia relativa de los taxa en cada muestra promedio fue determinada siguiendo una escala de abundancia (0 - 8) semejante a la establecida por Braun-Blanquet (Westhoff y van der Maarel, 1978.), que fue aplicada para estandarizar la abundancia de los taxa en todas las muestras. La riqueza de especies se calculó considerando los taxa presentes en las tres muestras obtenidas de cada sitio y fecha. Esta valoración de los taxa del fitobenton, la riqueza de especies y los resultados de los análisis de biomasa (la cual fue estimada utilizando la concentración de clorofila *a* y el PSLC de los sedimentos, según Biggs y Kilroy, 2000), fueron considerados conjuntamente para interpretar cuáles integrantes de la comunidad contribuyeron principalmente a la biomasa total.

Los taxa algales fueron caracterizados a partir de sus atributos según la bibliografía disponible. Así el hábito de las diatomeas fue definido siguiendo a Denys (1991/92); la clasificación de Van Dam *et al.* (1994) fue utilizada para agrupar a las diatomeas según sus preferencias por el contenido en sales, el estado trófico y la saprobiedad; el trabajo de Porter (2008) se utilizó para considerar estos mismos atributos tanto de diatomeas como de otros grupos algales.

Análisis estadísticos

Se testearon las diferencias entre los sitios de muestreo y entre las fechas de muestreo, tanto para las variables del agua como para las de los sedimentos, a través de análisis de la varianza con dos factores seguido de test de Tukey post-hoc. Las variables sin distribución normal fueron transformados : transparencia y nitratos a \log_{10} ; mientras que temperatura, turbidez, conductividad, velocidad de la corriente, sólidos en suspensión, clorofila *a* fitoplanctónica, amonio, PRS y PT del agua así como PT de los sedimentos, arenas medias, arenas gruesas y clorofila *a* fitobentónica fueron transformadas a raíz cuadrada.

Para llevar a cabo el análisis de la granulometría de los sedimentos se utilizaron tanto datos cuantitativos (peso de cada fracción granulométrica por Kg de sedimento), como cualitativos (siguiendo la clasificación de los sedimentos propuesta por Folk, 1954). Esta variable cualitativa se analizó por medio de frecuencias y se realizó un análisis de correspondencias para estudiar la distribución de la granulometría en los diferentes sitios de muestreo y representarlos espacialmente.

Se realizó una matriz de correlación lineal simple entre las variables estudiadas y posterior aplicación de análisis de componentes principales para identificar los parámetros y/o

variables del agua y de los sedimentos que tienen mayor incidencia en la dinámica espacio-temporal de la cuenca. Estos métodos de ordenación se realizaron a partir de dos matrices básicas de datos (una con variables del agua y otra con variables del sedimento) que constaron de 52 datos para cada variable (=13 sitios y 4 fechas). Los conjuntos originales de variables y parámetros fueron previamente estandarizados y posteriormente sometidos a su análisis utilizando el programa MVSP.

Los parámetros y variables de agua y sedimentos que resultaron con mayor incidencia en la dinámica espacio-temporal de la cuenca fueron utilizados en análisis posteriores:

- Se realizaron análisis discriminantes para verificar el ajuste de las variables físico-químicas del agua y de los sedimentos analizados en este período de estudio a la sectorización de la cuenca propuesta. Para el análisis de los sedimentos se utilizaron los datos de todas las muestras extraídas en cada sitio y fecha en lugar del dato promedio. La granulometría fue analizada utilizando dos fracciones: granulometría fina (que es la suma de las fracciones “limos+arcillas” y “arenas finas”) y granulometría gruesa (“arenas gruesas” + “gravas”), con el objeto de reducir el número de variables de los sedimentos y en base a la relación que las algas tienen con las diferentes granulometrías del sustrato.
- Se realizó un análisis de regresión múltiple con el objeto de analizar la relación entre las variables físico-químicas del agua y los sedimentos en la cuenca y la biomasa fitobentónica. Se utilizaron las variables seleccionadas a partir de los análisis anteriores y la clorofila *a* como variable dependiente.
- Se realizó un análisis de Escalamiento Multidimensional (MDS) para representar gráficamente la abundancia algal fitobentónica y análisis de similitud (ANOSIM) para comparar agrupaciones entre las muestras con las variables de agua y sedimento que resultaron significativas en los análisis anteriores.-Se realizó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para determinar la influencia de las variables ambientales en la distribución de especies del fitobenton. La matriz para este análisis fue construida eliminando a las especies raras (con baja frecuencia en las muestras), para minimizar los efectos de muchos valores cero e interpretaciones dudosas (Legendre y Legendre, 1983). La distancia entre muestras fue determinada usando escala de Hill. La significancia estadística de las variables ambientales predictoras sobre el primer eje de ordenación se siguió con permutaciones de Monte Carlo ($p < 0,05$). Las variables con factor de inflación mayor a 15 fueron excluidas del análisis (ter Braak, 1995).

V. Resultados

Variables climáticas. Precipitaciones

En 2005 las precipitaciones anuales para el área de la cuenca del río Salado (promedio de las localidades analizadas) fueron de 750 mm, con un máximo de 935 mm en Las Flores y un mínimo de 615 mm en Coronel Suárez.

En relación con las precipitaciones promedio ocurridas en la cuenca, se identifican tres períodos durante el año 2005: 1) de enero a marzo, con un promedio de 122 mm y resultando en el período de mayores precipitaciones; 2) de abril a julio, con 20 mm de precipitaciones promedio y considerado el período más seco; y 3) de agosto a diciembre, período en el que se producen lluvias con un promedio mensual de 60 mm. La Figura 19 muestra que el régimen estacional de precipitaciones fue de un máximo en verano y un mínimo en otoño.

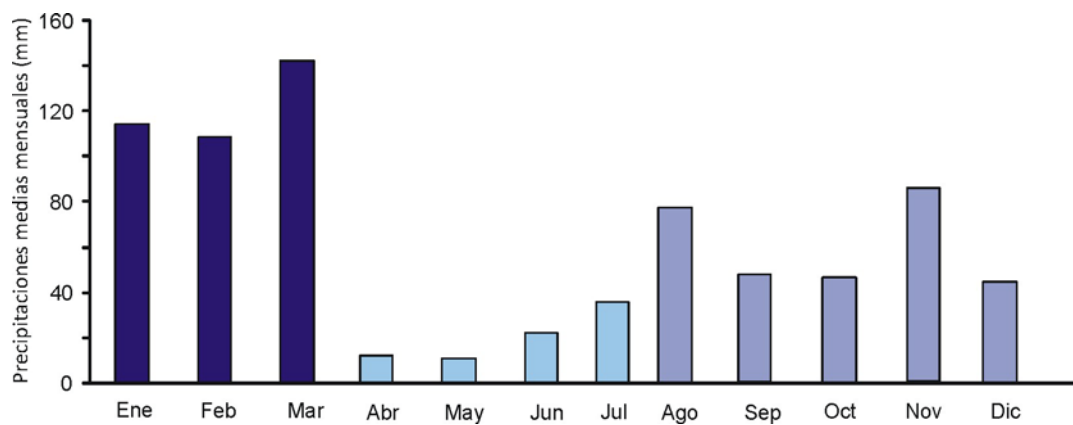


Figura 19: Precipitaciones mensuales en el área de la cuenca durante el año 2005 (promedio obtenido a partir de las precipitaciones registradas en las localidades de Bolívar, Coronel Suárez, Dolores, Junín, Las Flores, Pehuajó, Tandil y 9 de Julio)

En las localidades del norte del área de la cuenca del río Salado, las precipitaciones mensuales superaron los 200 mm en el período de mayores precipitaciones, destacándose además el mes de noviembre por presentar marcadas precipitaciones en estas localidades. En la zona sur del área de la cuenca, en cambio, las precipitaciones fueron menores a 150 mm durante todos los meses del año 2005. También se puede observar que en las localidades ubicadas en el oeste del área de la cuenca, son marcados los períodos con y sin lluvias importantes, mientras que en las localidades con mayor cercanía al mar las precipitaciones se distribuyen con mayor regularidad durante todo el año (Fig. 20).

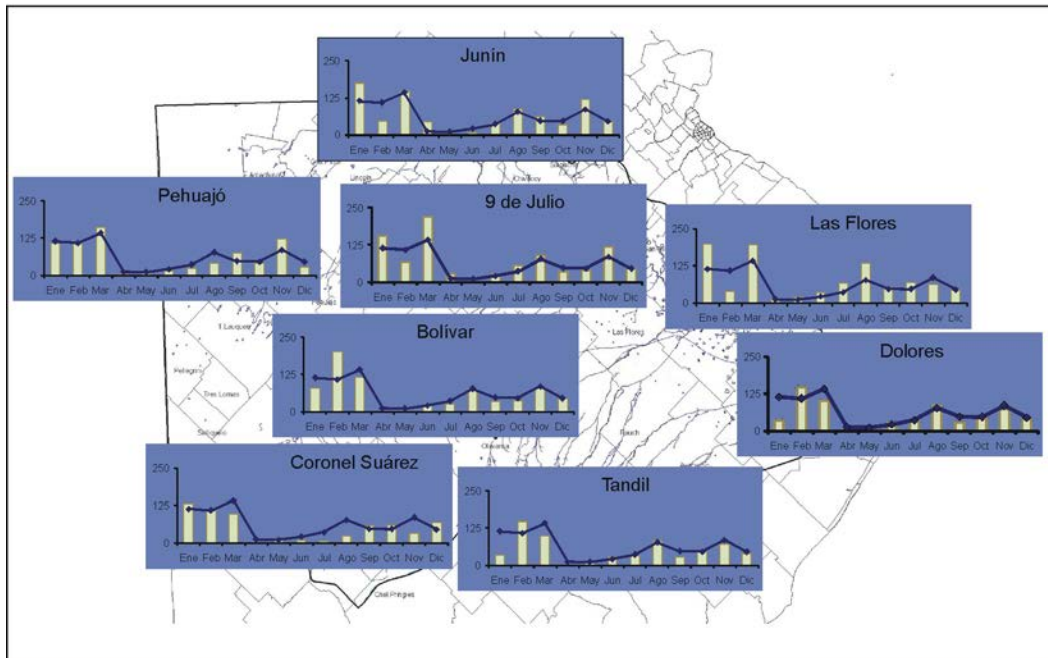


Figura 20: Precipitaciones medias mensuales registradas en determinados sectores de la cuenca durante 2005 (la línea en cada gráfico representa la precipitación promedio mensual de toda la cuenca).

El muestreo de verano (15/02/2005) se realizó durante la época con mayores precipitaciones tal como se observa en el gráfico de las precipitaciones semanales en localidades cercanas a los sitios de muestreo (Fig. 21). Tanto las precipitaciones acumuladas durante un mes como las acumuladas durante dos meses anteriores a este muestreo (Tabla 1) fueron las máximas en el año, tal como es de esperar para principios del verano.

El muestreo de otoño (31/05/05) se realizó durante un período con ausencia de lluvias luego de haber transcurrido más de dos semanas sin precipitaciones. Asimismo, las precipitaciones acumuladas durante un mes y dos meses anteriores a este muestreo, fueron las menores de todo el año (Tabla 1).

El muestreo de invierno (09/08/05), se realizó luego de transcurridos los meses con las menores precipitaciones del año, resultando en escasas precipitaciones acumuladas durante los dos meses anteriores al muestreo (Tabla 1). Sin embargo, se destacan los eventos de precipitaciones ocurridas aproximadamente dos semanas antes del muestreo en gran parte del área de la cuenca (Fig. 21), ya que podrían haber generado modificaciones en las condiciones relativamente estables del río, dado el prolongado período seco anterior. Durante el mes de agosto las precipitaciones fueron importantes (Fig. 19), pero los eventos de lluvias fueron posteriores al momento del muestreo.

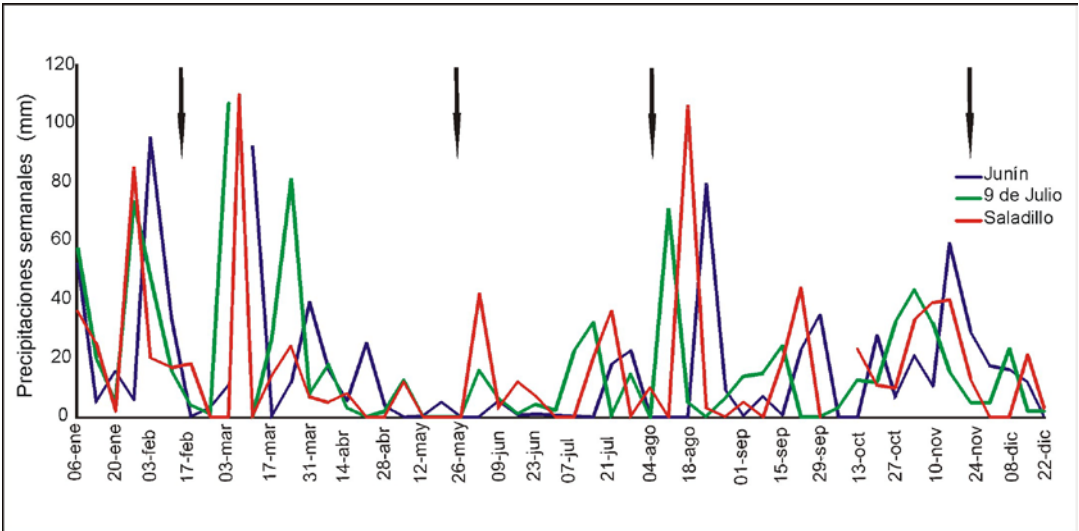


Figura 21: Precipitaciones semanales durante el año 2005 en algunas localidades cercanas a sitios de muestreo: Junín, 9 de Julio y Saladillo. Las flechas verticales indican los momentos de muestreo.

El muestreo de primavera (30/11/05) se realizó luego de estar produciéndose durante tres meses precipitaciones frecuentes y de poca intensidad (Fig 21). Esto dio como resultado que las precipitaciones acumuladas anteriores al muestreo fueran mayores a las registradas en otoño e invierno, pero menores a las de verano (Tabla 1).

Tabla 1: Precipitaciones acumuladas y días sin lluvia previas a los momentos de muestreo, en las localidades analizadas.

Muestreo	Período de tiempo	Alberti	Bolívar	Bragado	Chascomús	Junín	Saladillo	9 de Julio
15/02/2005 (verano)	Dos meses antes del muestreo (mm)	s/d	282	s/d	s/d	322	s/d	293
	Un mes antes del muestreo (mm)	s/d	141	s/d	284	135	142	142
	Días sin lluvia previo al muestreo	s/d	s/d	s/d	5	7	0	0
31/05/2005 (otoño)	Dos meses antes del muestreo (mm)	49	6	36	82	55	56	37
	Un mes antes del muestreo (mm)	0	5	0	5	5	12	15
	Días sin lluvia previo al muestreo	34	s/d	36	21	14	21	15
09/08/2005 (invierno)	Dos meses antes del muestreo (mm)	96	69	61	136	43	120	75
	Un mes antes del muestreo (mm)	82	44	63	48	40	66	69
	Días sin lluvia previo al muestreo	14	s/d	0	0	14	0	4
30/11/2005 (primavera)	Dos meses antes del muestreo (mm)	110	117	116	87	154	213	136
	Un mes antes del muestreo (mm)	84	80	105	42	126	133	119
	Días sin lluvia previo al muestreo	0	s/d	0	0	0	0	1

Parámetros del agua y del sedimento

La cuenca se caracterizó por aguas altamente mineralizadas y alcalinas. Los valores de **pH** estuvieron entre 7,22 (en Arroyo Saladillo, en otoño) y 9,54 (en Junín, en primavera).

La **temperatura** siguió el patrón estacional de la región, registrándose en verano de 22,5 a 28,4 °C, en otoño de 11,1 a 16,4 °C, en invierno de 7,2 a 11,5 °C y en primavera de 18 a 24,5 °C. El **oxígeno disuelto** estuvo correlacionado negativamente con la temperatura (ANEXO Tabla 7). Ambas variables resultaron en diferencias temporales ($p: 0,00$) y en diferencias significativas espaciales (ANEXO Tabla 6).

La **velocidad** de corriente (obtenida en otoño, invierno y primavera) presentó diferencias temporales ($p: 0,00$) resultando en mayores valores en el muestreo de invierno (posiblemente en respuesta a la reactivación dada por los eventos de precipitaciones ocurridas semanas anteriores al muestreo) y los menores en otoño en coincidencia con una época de escasas precipitaciones (Fig. 22). La **distancia al puente**, en cambio, no presentó diferencias temporales significativas ($p: 0,71$) (ANEXO Tabla 6).

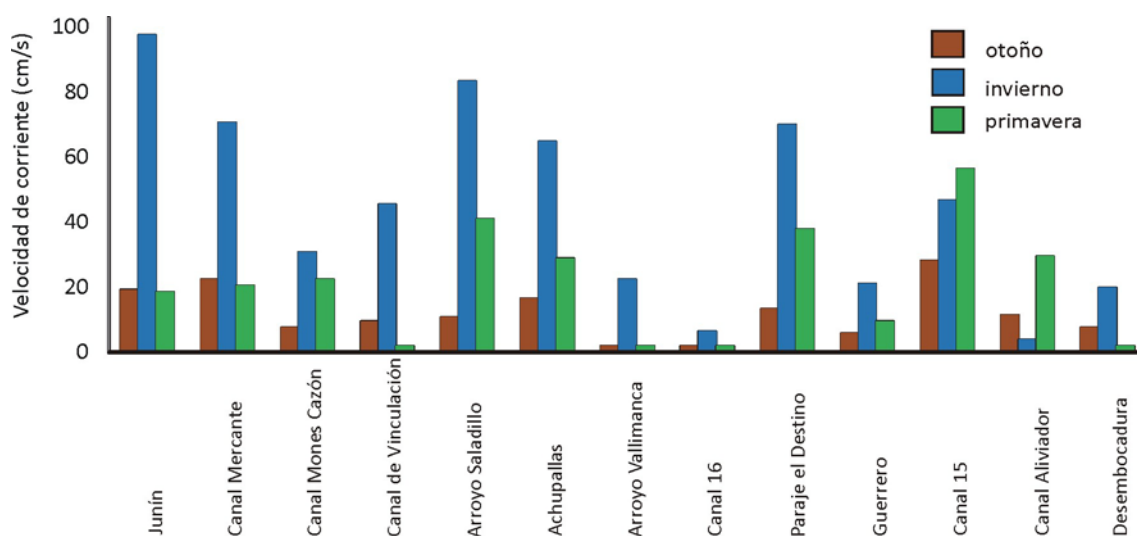


Figura 22: Velocidad de corriente en otoño, invierno y primavera en cada sitio de muestreo

Tomando en consideración que no hay registros disponibles de caudal ni de morfometría de los distintos sectores de esta cuenca, la velocidad de corriente es la variable a partir de la cual pueden inferirse indirectamente algunas características morfométricas y de funcionamiento a nivel de tramo. En la cuenca superior en los sitios de río (Junín, Arroyo Saladillo y Achupallas) la velocidad de corriente es mayor a la de los sitios de canal, especialmente en invierno y primavera; sin embargo, el canal Mercante presenta alta

velocidad, transportando grandes volúmenes de agua provenientes de la Pampa arenosa a través de un trazado recto de su cauce. Los sitios del sector de la cuenca que vehiculiza el agua de las zonas serranas (Vallimanca y Canal 16) presentan bajas velocidades de corriente, asociable a las escasas lluvias en las sierras (Fig. 20). En la cuenca inferior se registraron diferencias en las velocidades de corriente entre los sitios estudiados. En el sitio Guerrero los valores registrados no superaron los 20 cm/s, reflejando la influencia de la laguna La Tigra (“flushing lake”) ubicada aguas arriba. El canal 15, que fuera trazado para evacuar el agua en las crecidas, presenta velocidades de corriente relativamente altas (mayores a 30 cm/s) y con pocas variaciones a lo largo del año. Paralelamente, en los sitios de la desembocadura, caracterizados por la mínima pendiente, se registraron velocidades de corriente muy bajas y constantes a lo largo del año. Estas diferencias observadas en la velocidad de flujo entre los sitios fueron significativas ($p: 0,005$) (ANEXO Tabla 6).

La **conductividad** presentó diferencias significativas espaciales ($p: 0,00$) y temporales ($p: 0,00$) (ANEXO Tabla 6). En el sector de la cuenca que vehiculiza el agua de las zonas serranas se registraron valores bajos, con un mínimo en el canal 16 en otoño ($980 \mu\text{S}/\text{cm}$); los mayores valores se registraron tanto en el canal Mercante, como en la desembocadura (Fig. 23), con $21.000 \mu\text{S}/\text{cm}$ en primavera. En verano la conductividad promedio fue la menor del año (ANEXO Tabla 2), mientras que en primavera la conductividad promedio fue mayor (ANEXO, Tabla 2). De los iones presentes en la cuenca, los aniones más abundantes fueron Cl^- y SO_4^{2-} , que representaron el 64 y 23% respectivamente del total de los aniones presentes,

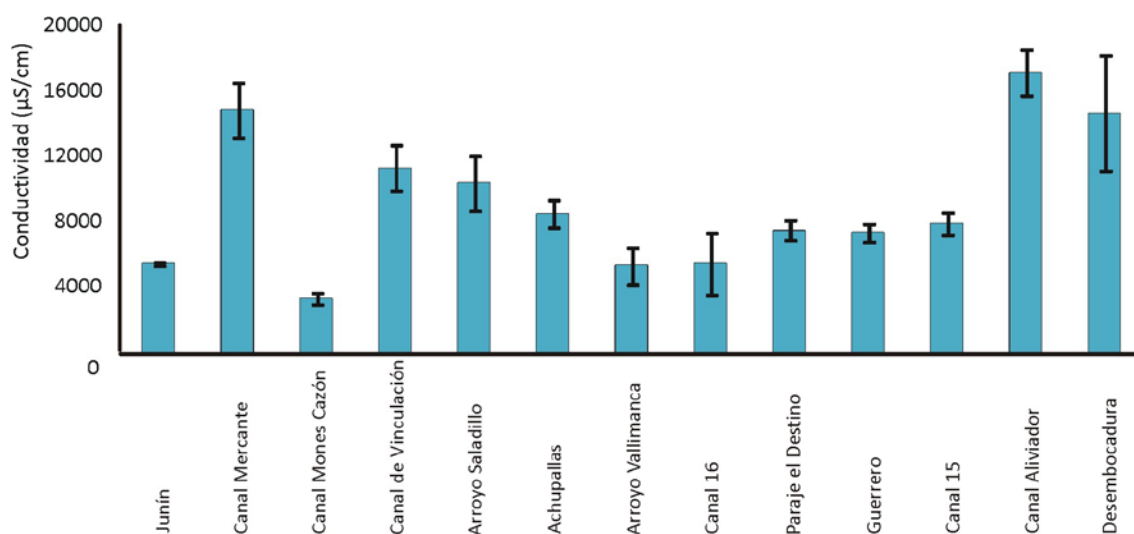


Figura 23: Conductividad promedio y desvío estándar para cada sitio

mientras que los cationes predominantes fueron Na^+ y Mg^{+2} . La conductividad estuvo positivamente correlacionada con los iones Cl^- , SO_4^{-2} , Na^+ y K^+ (ANEXO Tabla 7).

Los sitios de muestreo localizados en el sector de cabeceras presentan valores de **sólidos en suspensión** menores a 260 mg/l. En los sitios que vehiculizan el agua de las zonas serranas, los sólidos en suspensión promedio fueron mayores en Vallimanca, mientras que el Canal 16 presentó los menores valores registrados para toda el área de la cuenca. En Desembocadura, los sólidos en suspensión fueron los mayores para toda el área de la cuenca (Fig. 24). Cabe destacar las elevadas concentraciones de sólidos en suspensión registradas en invierno en Paraje el Destino (398 mg/l), mientras que en Guerrero (ubicado aguas abajo del anterior) sólo se registraron 111 mg/l.

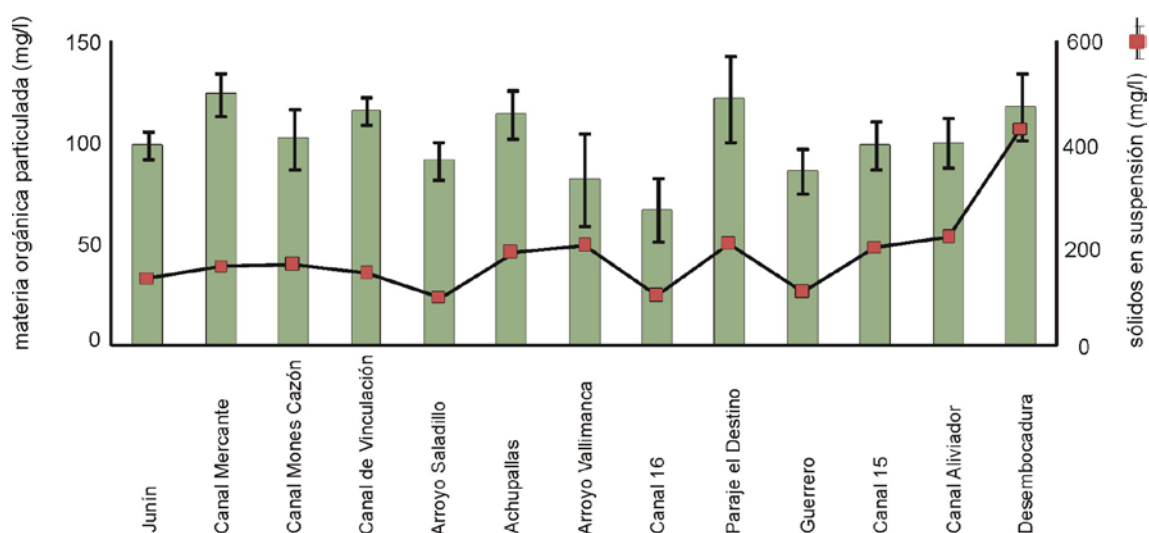


Figura 24: Promedio y desvío estándar de la materia orgánica particulada y promedio de sólidos en suspensión para cada sitio de muestreo

La **materia orgánica particulada** presentó diferencias temporales y espaciales (ANEXO Tabla 6), con mayores concentraciones en verano y otoño; se destaca el Paraje el Destino, citado por tener las mayores velocidades de corriente, por presentar también altas concentraciones de materia orgánica (máxima concentración de materia orgánica en verano: 182 mg/l).

La **turbidez** estuvo fuertemente correlacionada con los sólidos en suspensión (ANEXO Tabla 7); registrándose los mayores valores en la desembocadura del río Salado, así como también se destaca el sitio Vallimanca por presentar valores promedio de turbidez mayores a 500 NTU (ANEXO Tabla 1). La **profundidad del disco de Secchi** fue menor a los 30 cm en toda

la cuenca (con excepción de Canal 16), siendo menor en el otoño en la mayoría de los sitios estudiados; se destacan los sitios Vallimanca y Canal 16 en esta fecha, por registrarse las profundidades del disco de Secchi mínimas y máximas respectivamente (Fig. 25). La profundidad del disco de Secchi está negativamente correlacionada con turbidez, sólidos en suspensión y materia orgánica suspendida (ANEXO Tabla 7).

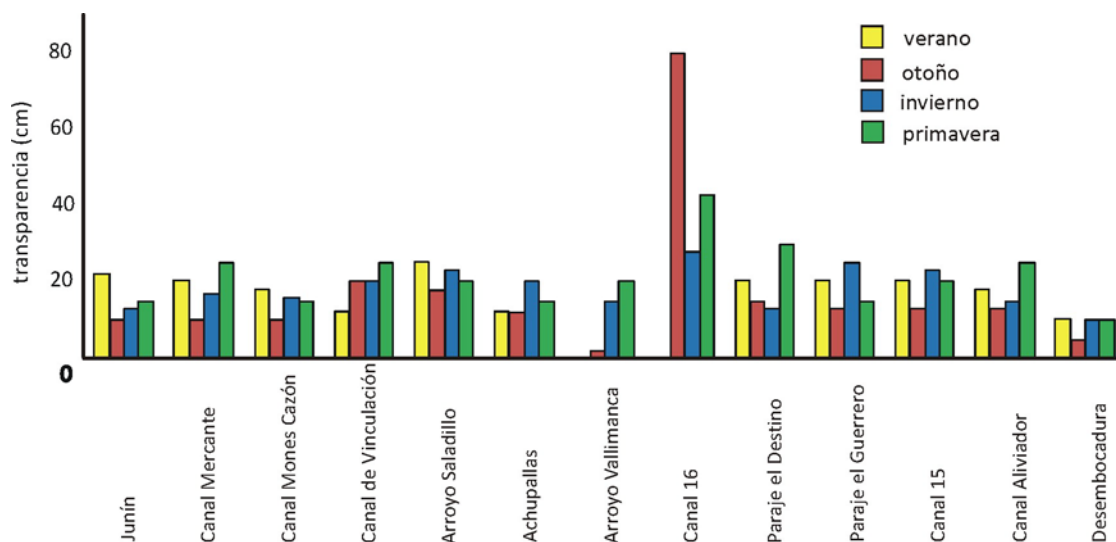


Figura 25: Profundidad del disco de Secchi en cada sitio y momento estudiados

En cuanto a los nutrientes, los $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ disueltos en el agua, presentaron elevadas concentraciones en el sitio Junín respecto al resto de la cuenca, alcanzando máximas concentraciones en invierno (2.811 $\mu\text{g/l}$); esto resultó en diferencias significativas entre los sitios ($p: 0,00$) y a escala temporal ($p: 0,00$). Las concentraciones de **amonio** presentaron diferencias significativas entre los sitios estudiados ($p: 0,00$) aunque no hubo diferencias entre los momentos estudiados; se destacan marcadas concentraciones de este nutriente en Junín, así como en Arroyo Saladillo y en la zona de la desembocadura. Los sitios Vallimanca y Canal 16 tienen las menores concentraciones de estos nutrientes de toda el área de la cuenca (Fig. 26).

Las concentraciones de **fósforo reactivo soluble** fueron mayores en los sitios Junín y Mones Cazón; contrariamente tanto en el sector que conecta a las lagunas encadenadas del oeste (Vallimanca y Canal 16) como en el Canal Mercante las concentraciones de este nutriente fueron menores a 70 $\mu\text{g/l}$ (Fig. 27). El resultado del ANOVA para este nutriente, revela diferencias espaciales ($p= 0.00$) y temporales ($p=0.005$). El **fósforo total** en el agua resultó con diferencias significativas entre sitio y entre fechas ($p=0.00$) con mayores concentraciones en otoño y primavera (ANEXO Tabla 2). Se registraron mayores concentraciones de este nutriente principalmente en la cuenca superior y en la

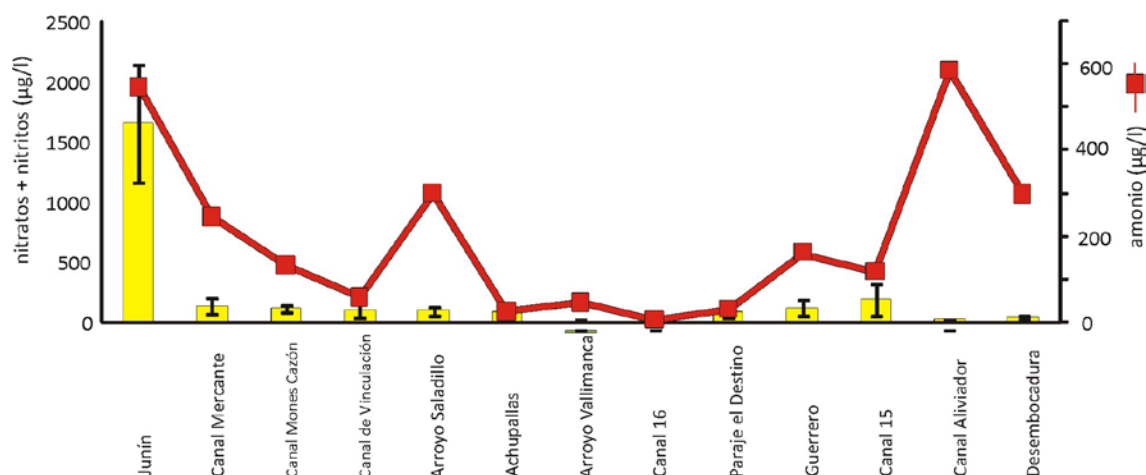


Figura 26: Concentración promedio y desvío estándar de nitratos + nitritos y concentración promedio de amonio para cada sitio de muestreo

desembocadura con una concentración de 2.100 µg/l en la primavera, y concentraciones menores a 200 µg/l en Canal 16 y Vallimanca.

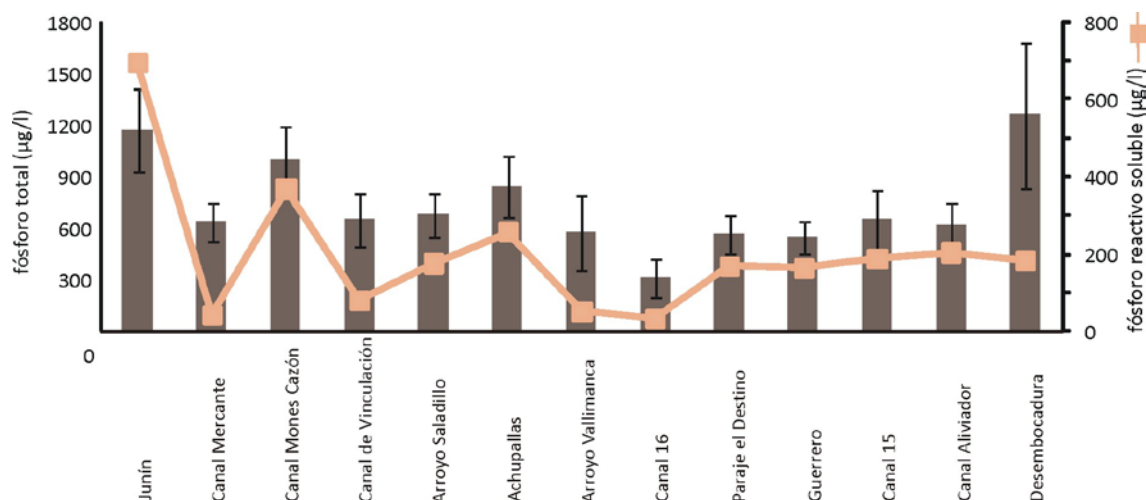


Figura 27: Concentración promedio y desvío estándar de fósforo total y concentración promedio de fósforo reactivo soluble para cada sitio de muestreo

Se realizó un Análisis de Componentes Principales con las variables del agua analizadas; aunque no se incluyeron: velocidad de corriente (debido a los datos faltantes de verano), iones (por estar fuertemente correlacionados con la conductividad), y turbidez (por estar altamente correlacionada con los sólidos en suspensión).

Este análisis de ordenación explica el 52% de la varianza total considerando los tres primeros ejes (ANEXO Tabla 8). El primer componente (21% de la varianza total), está definido positivamente por los nutrientes y la materia orgánica, y negativamente por la profundidad del disco de Secchi. Este componente separa a sitios del sector de cabeceras con altas concentraciones de nutrientes (Junín y Mones Cazón) del sector de la cuenca que vehiculiza el agua de las zonas serranas (Vallimanca y Canal 16) (Fig. 28).

El segundo componente (con el 19% de la varianza total) está definido principalmente por alcalinidad en forma positiva, y negativamente por sólidos en suspensión y conductividad. Este eje separa a los sitios de la desembocadura (Canal Aliviador y Desembocadura) del resto de los sitios de la cuenca (Fig. 28).

El tercer componente (que aporta el 12% de la varianza total) está definido por la temperatura y el oxígeno disuelto. En la representación bidimensional del análisis (Fig. 28) se observa que la mayoría de las muestras de invierno se ordenan en el primer cuadrante.

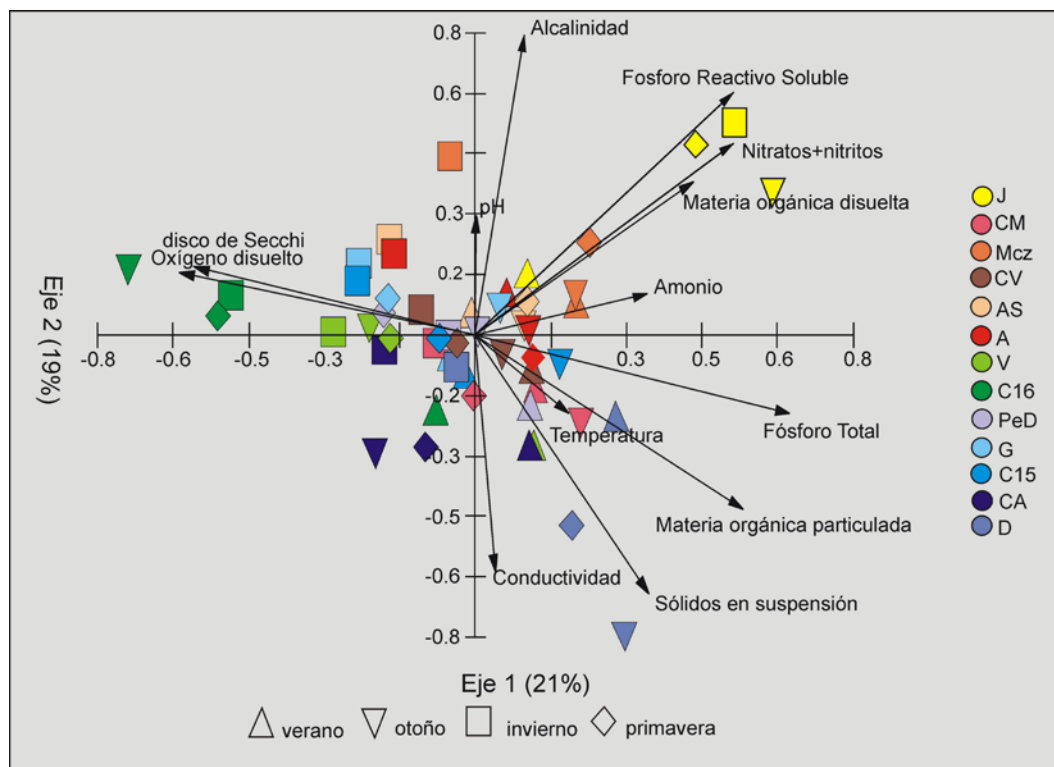


Figura 28: Representación bidimensional del análisis de componentes principales realizado con las variables físico-químicas de agua en los sitios y momentos estudiados. Referencias: J= Junín, CM= Canal Mercante, MCz= Mones Cazón, CV= Canal de Vinculación, AS= Arroyo Saladillo, A= Achupallas, V= Vallimanca, C16= Canal 16, PeD= Paraje el Destino, G= Guerrero, C15= Canal 15, CA= Canal Aliviador, D= Desembocadura

El análisis discriminante realizado con estas variables resultó en dos funciones altamente significativas (ANEXO Tabla 10) que explicaron el 100% de la varianza de la físico-química del agua analizada en este estudio (ANEXO Tabla 10).

Las variables mejor correlacionadas para el eje 1 fueron: alcalinidad, fósforo reactivo soluble y oxígeno disuelto. Para el eje 2 las variables mejor correlacionadas fueron: alcalinidad, sólidos y conductividad (ANEXO Tabla 10).

Las muestras con mayor alcalinidad y fósforo reactivo soluble pertenecen mayormente a la cuenca superior. La cuenca inferior se caracteriza por presentar casi exclusivamente los mayores valores de conductividad y sólidos en suspensión. Las muestras pertenecientes al sector de los afluentes de la zona serrana tienen mayores valores de oxígeno disuelto y conforman un grupo totalmente diferente respecto a los otros sectores de la cuenca (Fig.29)

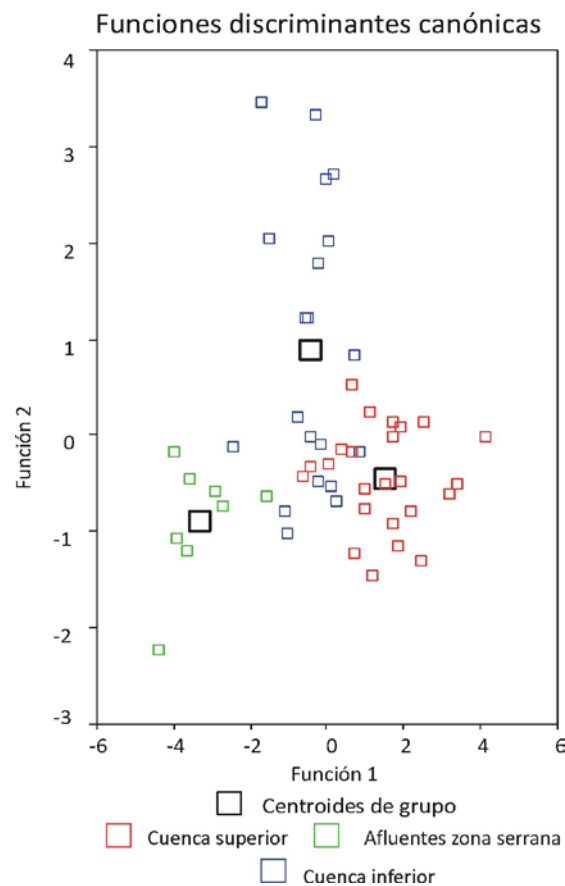


Figura 29: Representación bidimensional del análisis discriminante con las variables físico-químicas del agua

El resultado de la clasificación indica que la sectorización propuesta se ajusta bastante bien utilizando las variables del agua; ya que en el sector de los afluentes de las zonas serranas el 100% de los casos estuvieron correctamente asignados, mientras que en la cuenca superior

e inferior el porcentaje de casos asignados fue también alto (83,3 y 80 % respectivamente) (ANEXO Tabla 10).

Los análisis de la varianza realizados con las fracciones **granulométricas** estudiadas (limos+arcillas, arenas finas+muy finas, arenas medias y arenas gruesas+muy gruesas) resultaron en diferencias espaciales significativas (ANEXO Tabla 6).

En relación con las diferencias espaciales obtenidas, la fracción granulométrica más fina (limos+arcillas) presentó en la zona de la desembocadura (Canal 15, Canal Aliviador y Desembocadura) concentraciones menores a 150 g/Kg PS, mientras que en Mones Cazón superaron los 285 g/Kg PS, resultando en diferencias significativas entre sitios ($p=0,00$). Las arenas finas y muy finas resultaron en bajas proporciones en sitios de la desembocadura (Canal Aliviador y Desembocadura) y altos porcentajes en el sector que vehiculiza las zonas serranas (Vallimanca, Canal 16) y Canal Mercante (Fig. 30) resultando estas diferencias significativas estadísticamente ($p=0,00$). La fracción granulométrica más gruesa analizada estadísticamente (arenas gruesas y muy gruesas) resultó en bajas concentraciones en los sitios Canal Mercante, Mones Cazón, Vallimanca y Canal 16 (menores a 120 g/KgPS) y altas concentraciones en sitios de la desembocadura (Canal Aliviador y Desembocadura), así como en Junín y Achupallas ($p=0,00$) (Fig. 30).

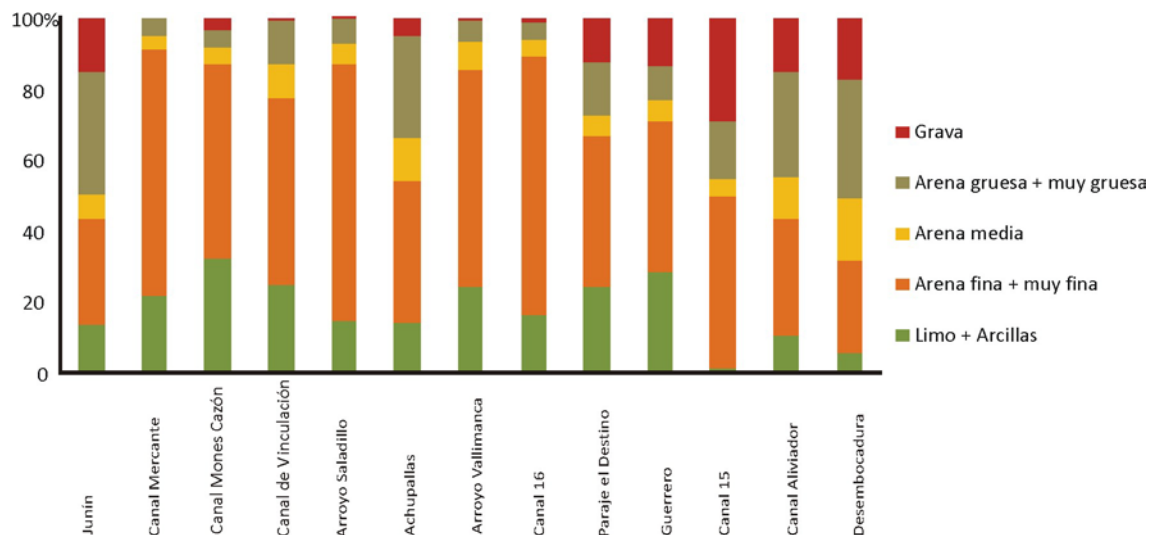


Figura 30: Composición porcentual de los tamaños de partículas constituyentes del sedimento en la cuenca del río Salado. Referencias: J= Junín, CM= Canal Mercante, MCz= Mones Cazón, CV= Canal de Vinculación, AS= Arroyo Saladillo, A= Achupallas, V= Vallimanca, C16= Canal 16, PeD= Paraje el Destino, G= Guerrero, C15= Canal 15, CA= Canal Aliviador, D= Desembocadura; % G: % de gravas, % A g+mg: % arenas gruesas y muy gruesas, % Am: % arenas medias, % A f+mf: % arenas finas y muy finas, % L+A: % limos y arcillas

De las 15 clases de sedimentos propuestas por Folk (1954), en la cuenca del río Salado se encuentran representadas siete: Arena fangosa, Fango arenoso, Arena fangosa levemente gravosa, Arena gravosa, Arena fango gravosa, Fango gravoso, y Grava fango arenosa. El análisis de correspondencia realizado con dichas clases para representar en el espacio a los sitios de muestreo, explica el 63% de la inercia en las dos primeras dimensiones (Fig. 31).

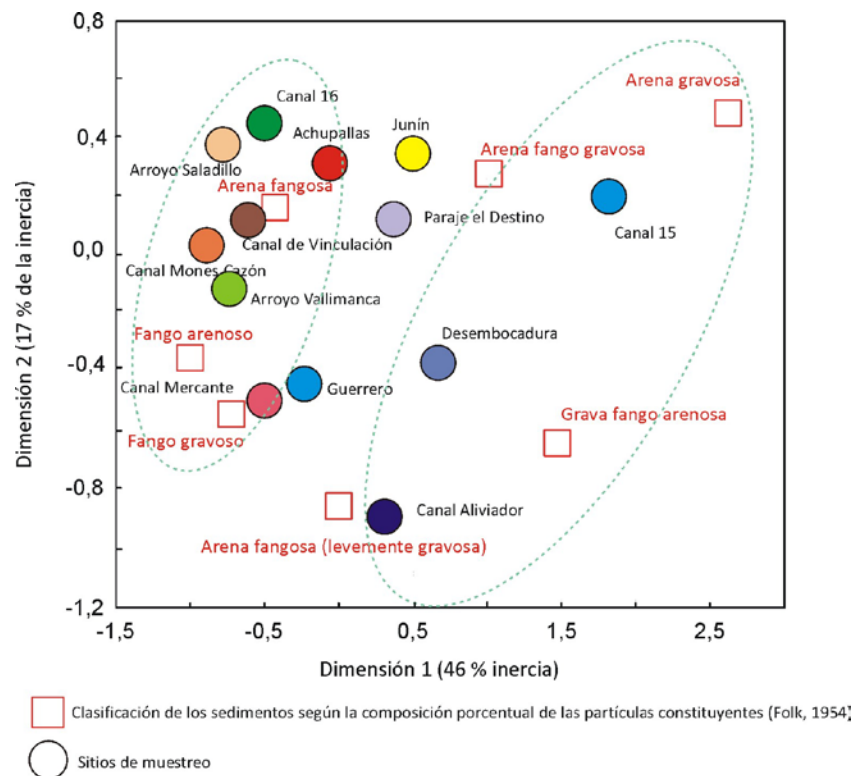


Figura 31: Resultado del Análisis de Correspondencia realizado con la granulometría de los sedimentos para toda el área de la cuenca.

Se evidencia una mayor proximidad entre los sitios con granulometría más fina (Fango arenoso, Arena fangosa, así como Fango gravoso) que son aquellos sitios de las zonas de la cuenca superior y de los sectores que vehiculizan el agua de sectores serranos: Canal Mercante, Mones Cazón, Arroyo Saladillo, Canal de Vinculación, Achupallas, Vallimanca y Canal 16. Contrariamente, los sitios de la zona de la desembocadura presentaron una composición granulométrica dominada por gravas, representadas en estos sitios por conchilla (especialmente en el Canal 15) (Fig. 31).

En Junín la fracción gruesa de sedimentos (grava) fue llevada por el hombre y se encuentra diseminada a lo largo del tramo de muestreo. En Paraje el Destino y Guerrero, las

fracciones de tamaño grava corresponden a fragmentos compactos de tosca típicas de la región.

El **fósforo total** de los sedimentos presentó diferencias significativas entre fechas (p : 0,001) (ANEXO Tabla 6), resultando en menores concentraciones en el verano. Las diferencias espaciales fueron también significativas (p : 0,001) (ANEXO Tabla 6), con mayores concentraciones de esta variable en Junín, Achupallas y en la zona de la desembocadura: Canal Aliviador y Desembocadura; y menores concentraciones en Mones Cazón y Arroyo Saladillo, así como en Canal 16, que vehiculiza el agua de las zonas serranas (Fig. 32).

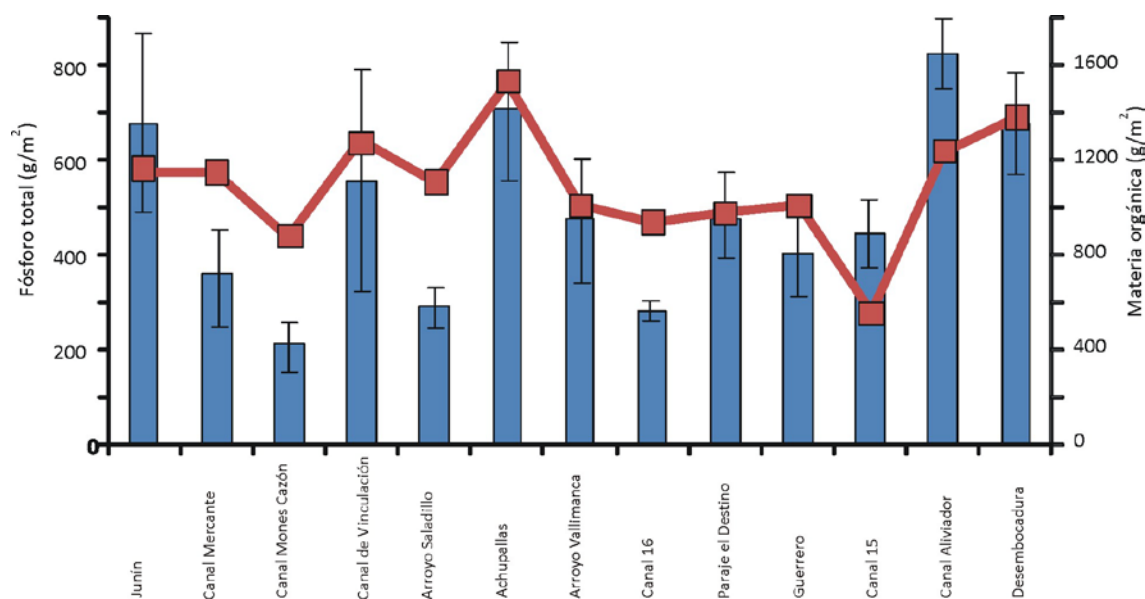


Figura 32: Promedio y desvío estándar de fósforo total en los sedimentos (barras azules) y promedio de materia orgánica en los sedimentos (línea roja) para cada sitio de muestreo

La **materia orgánica** de los sedimentos no presentó diferencias significativas espaciales ($p=0,184$) ni temporales ($p=0,292$, ANEXO Tabla 6). Se destaca Achupallas por presentar las mayores concentraciones promedio y el Canal de Vinculación, donde se registraron las mayores concentraciones (1900 g/m^2) en invierno; en Canal 15 se registraron las menores concentraciones de toda la cuenca (Fig. 32).

Las variables materia orgánica y fósforo total de los sedimentos están correlacionadas positivamente. Las fracciones granulométricas más gruesas están correlacionadas positivamente con el fósforo total, mientras que las arenas finas+muy finas se correlacionan negativamente con el fósforo (ANEXO Tabla 7)

El Análisis de Componentes Principales realizado con las variables del sedimento explicó el 70% de la variabilidad considerando los dos primeros ejes (ANEXO Tabla 9). El primer

componente (45% de la varianza total) está definido positivamente por el fósforo total de los sedimentos y las arenas gruesas+muy gruesas, y negativamente por las arenas finas+muy finas.

Este componente separa a sitios ubicados en las cercanías de la pampa arenosa (Canal Mercante, Mones Cazón, Arroyo Saladillo) y el sector que vehiculiza el agua de las zonas serranas (Vallimanca y Canal 16) del resto de la cuenca por su alta proporción de granulometría fina y bajas concentraciones de fósforo (Fig. 33).

El Canal de Vinculación también presenta estas características, a excepción del invierno en el que se encontraron elevadas concentraciones de materia orgánica en los sedimentos.

Las variables materia orgánica y limos+arcillas definen positivamente el segundo eje del Análisis de Componentes Principales, y negativamente lo hacen las gravas (Fig. 33).

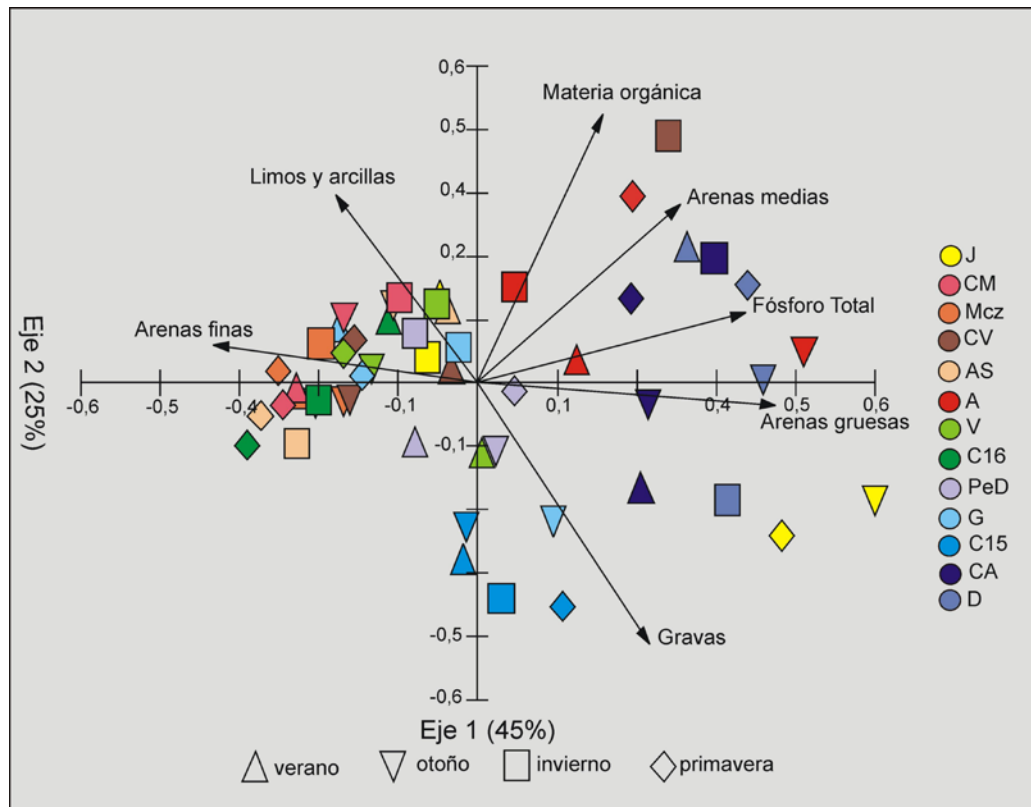


Figura 33: Representación bidimensional del análisis de componentes principales realizado con las variables físico-químicas de los sedimentos en los sitios y momentos estudiados. Referencias: J= Junín, CM= Canal Mercante, MCz= Mones Cazón, CV= Canal de Vinculación, AS= Arroyo Saladillo, A= Achupallas, V= Vallimanca, C16= Canal 16, PeD= Paraje el Destino, G= Guerrero, C15= Canal 15, CA= Canal Aliviador, D= Desembocadura

Los sitios Canal Aliviador y Desembocadura con alta proporción de arenas gruesas y altas concentraciones de fósforo total y materia orgánica, se ordenan en los cuadrantes 2 y 4 del análisis de componentes principales. También los sedimentos de los sitios Junín y Achupallas presentan estas características, quedando representados por este análisis cerca de los sitios Canal Aliviador y Desembocadura, especialmente en otoño (Fig. 33).

El Canal 15 se separa del resto de los sitios por su elevada proporción de la fracción granulométrica de tamaño grava, que en este sitio está representada por conchilla (Fig. 33).

El análisis discriminante realizado con las variables del sedimento resultó también en dos funciones altamente significativas ($p=0,000$) que explicaron el 73 y el 27% de la varianza. Para el eje 1 fue la granulometría de los sedimentos la variable mejor correlacionada, mientras que para el eje 2 las variables mejor correlacionadas fueron materia orgánica y feofitina (ANEXO Tabla 11). Sin embargo, se observa al analizar los sedimentos que los sectores de la cuenca no están claramente definidos, resultando en una marcada homogeneidad de los sedimentos en la cuenca (Fig. 34)

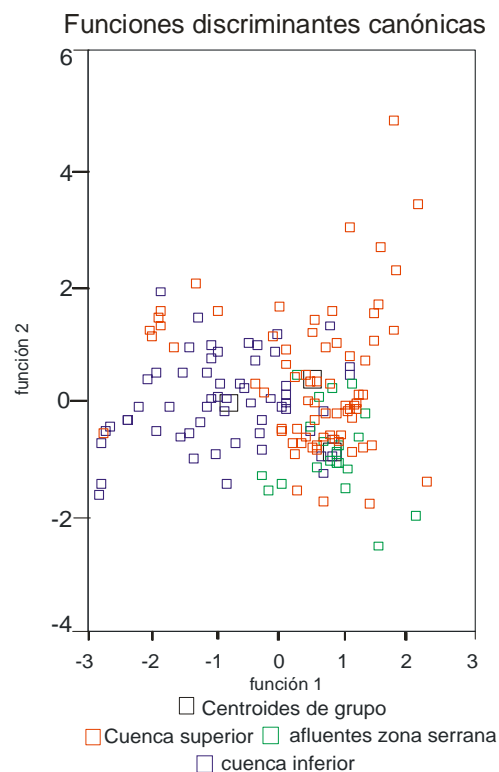


Figura 34: Representación bidimensional del análisis discriminante con las variables físico-químicas de los sedimentos

El resultado de la clasificación indica que los afluentes de las zonas serranas parece ser el sector mejor definido, aunque algunas muestras presentan características similares a las de la cuenca superior, como la mayor proporción de sedimentos finos (ANEXO Tabla 11).

La cuenca inferior presenta mayor proporción de granulometría gruesa (principalmente conchilla); sin embargo algunas muestras de la cuenca superior también presentan sedimentos de este tipo. Asimismo, algunas muestras de la cuenca inferior se asemejaron al sector de los afluentes de la zona serrana posiblemente por las bajas concentraciones de materia orgánica en los sedimentos (ANEXO Tabla 11).

Fitobenton

Análisis a escala de cuenca

Biomasa

La concentración de **clorofila a del fitobenton** (como estimador de la biomasa algal) resultó en diferencias espaciales significativas (p : 0,013) mientras que no se observaron diferencias temporales (p : 0,073, ANEXO Tabla 6).

Las mayores concentraciones de **clorofila a** promedio, se registraron en la cuenca superior (Junín y Canal Mercante) y en el Paraje el Destino (ANEXO Tabla 4). El sitio Achupallas, que recibe las aguas provenientes tanto de Junín como de la pampa arenosa, presenta una concentración de clorofila a promedio también elevada. De los sitios que vehiculizan el agua de las zonas serranas, Vallimanca presenta una concentración de clorofila a promedio elevada, aunque variable temporalmente, tal como se observa a partir del desvío estándar (Fig. 35). En la cuenca inferior se observaron los menores valores de clorofila a , especialmente en los sitios Guerrero y Canal 15 (ANEXO Tabla 3).

Los análisis de correlaciones realizados con las variables del sedimento, expresan una correlación positiva entre las variables que estiman la biomasa (Materia orgánica y concentración de clorofila a) (Tabla 2). Asimismo la feofitina está correlacionada positivamente tanto con la concentración de clorofila a como con la materia orgánica. También la riqueza de especies del fitobenton presenta una correlación positiva con la concentración de clorofila a (Tabla 2).

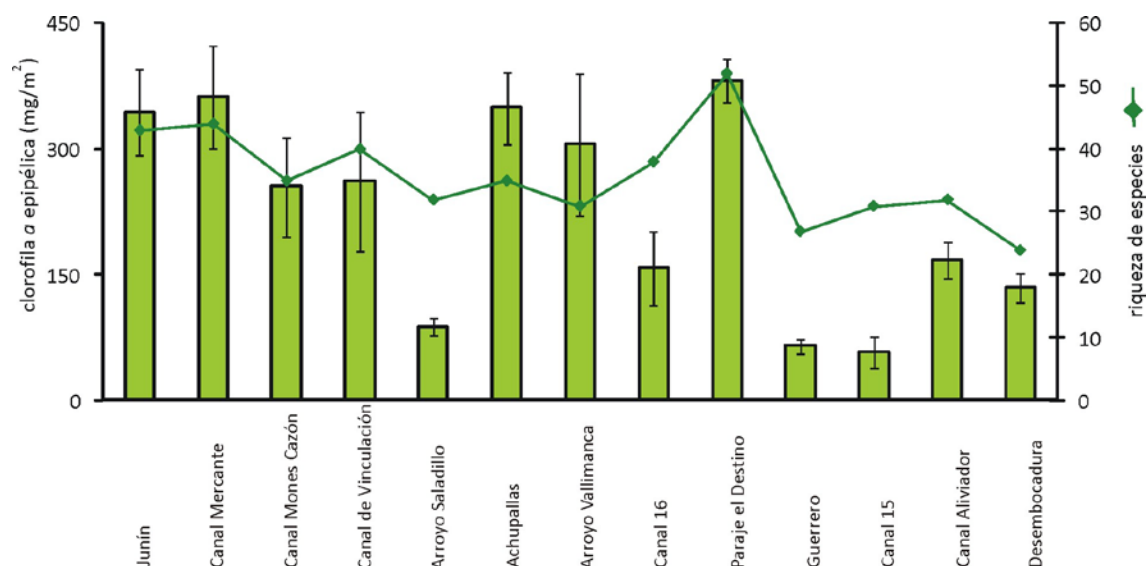


Figura 35: Promedio y desvío estándar de la concentración de clorofila *a* (mg/m²) y riqueza total de especies (número) del fitobenton de los sitios estudiados

La ecuación de regresión ($R^2 = 0.62$; $p = 0.00$) resultante entre la biomasa del fitobenton y las variables físico-químicas de agua y sedimento seleccionadas (en agua: $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$, NH_4 , PRS, PT, MO, Secchi, alcalinidad, sólidos en suspensión, conductividad, temperatura y oxígeno disuelto; y en sedimentos: granulometría, MO, TP) así como también riqueza de especies y feofitina es:

$$\text{Clorofila } a \text{ epipélica} = -154,88 + 0,247 \cdot \text{FEOFITINA} + 0,661 \cdot \text{LIMOS} + \text{ARCILLAS} + 6,883 \cdot \text{TEMPERATURA} + 8,643 \cdot \text{RIQUEZA DE ESPECIES DEL FITOBENTON} - 0,275 \cdot \text{ARENAS FINAS}$$

Tabla 2: Análisis de correlaciones entre variables del fitobenton. Coeficientes de correlación por rangos de Spearman (rs). Se destacan con rojo las variables cuyas correlaciones son significativas: $p < 0,05$. Los datos utilizados corresponden a todos los sitios y fechas de muestreo, a excepción de Vallimanca que en verano no se muestreó ($n=51$).

	riqueza de especies	clorofila a (mg/m ²)	materia orgánica (mg/m ²)	feofitina (mg/m ²)
riqueza de especies	1			
clorofila a (mg/m ²)	0,44	1		
materia orgánica (mg/m ²)	-0,13	0,31	1	
feofitina (mg/m ²)	0,29	0,61	0,58	1

Composición algal

Se registraron 132 taxa algales, incluyendo diatomeas observadas al MEB y/o al microscopio óptico luego de su tratamiento para observar los frústulos limpios (Tabla 3). Debido a que durante el análisis cuali-cuantitativo, realizado con muestras pretratadas, algunos taxa de diatomeas no pueden identificarse a nivel de especie al microscopio óptico, para ese análisis se agruparon los taxa de la siguiente manera: *Craticula accomoda* y *Craticula ambigua* conforman el “grupo *Craticula*”; “grupo *Cyclotella*” incluye a más de una especie de pequeño tamaño (menor a 10 μm de diámetro); “grupo *Navicula recens*” incluye a *Navicula recens*, *Navicula cincta* y *Navicula* sp.; el “grupo *Nitzschia frustulum*” incluye a *Nitzschia frustulum* y *Nitzschia amphibia*; dentro del “grupo *Nitzschia paleaceae*” se incluyen a *Nitzschia paleaceae* y *Nitzschia palea*; el “grupo *Rhopalodia* spp.” Incluye a *Rhopalodia accuminata* y *Rhopalodia musculus*; y por último el “grupo *Synedra*” incluye a *Fragilaria ulna*, *Tabularia fasciculata* y *Synedra berolinensis* (ANEXO Tabla 12).

Los taxa *Planktolyngbya limnetica*, *Binuclearia tectorum*, *Monoraphidium subclavatum*, *Scenedesmus quadricauda* y *Cyclotella meneghiniana* se registraron en el fitobenton de todos los sitios estudiados; mientras que *Scenedesmus ecornis*, *S. intermedius*, *Tetraedron minimun*, *Tetrastrum triangulare* y *Surirella striatula* (Fig. 36) se encontraron en el sedimento de toda la cuenca excepto en la desembocadura del río Salado (ANEXO Tabla 12).

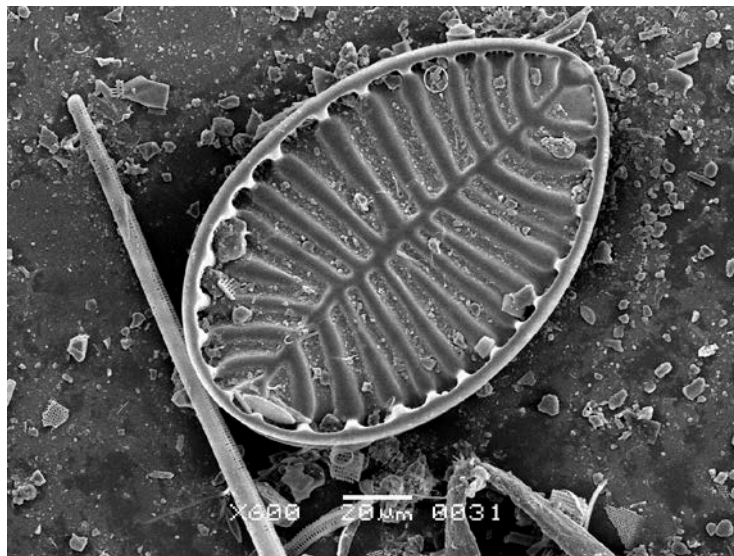


Figura 36: Fotografía de *Surirella striatula* al microscopio electrónico de barrido

Tabla 3: Taxa presentes en el fitobenton de la cuenca del río Salado (página siguiente)

CYANOBACTERIA

Anabaena sp. Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault
Anabaenopsis sp. Miller
Aphanocapsa elachista W. et G.S. West
Aphanocapsa holsatica (Lemmermann) Cronberg et Komárek
Chroococcus sp. Nägeli
Leptolyngbya subtilis (West) Anagnostidis
Lyngbya aff. *aestuarii* Lieberman ex Gomont
Merismopedia tenuissima Lemmermann
Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing
Microcystis aff. *firma* (Kützing) Schmidle
Myxosarcina sp. Printz
Nodularia spumigena Mertens
Phormidium molle Gomont
Phormidium okenii (Agardh ex Gomont) Anagnostidis et Komárek
Planktolingbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg
Planktothrix aff. *suspensa* (Pringsheim) Anagnostidis et Komárek
Raphidiopsis aff. *mediterranea* Skuja
Spirulina sp. Turpin ex Gomont
Synechocystis salina Wislouch

CHLOROPHYTA

Binuclearia tectorum (Kützing) Berger ex Wichmann
Coelastrum astroideum De Notaris
Dictyosphaerium pulchellum Wood
Enteromorpha sp. Link in Nees
Franceia sp. Lemmermann
Golenkinia sp. Chodat
Lagerheimia subsalsa Lemmermann
Monoraphidium circinale (Nygaard) Nygaard
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová
Monoraphidium subclavatum Nygaard
Monoraphidium tortile (West & West) Komárková-Legnerová
Oocystis parva West & West
Pediastrum boryanum (Turpin) Meneguini
Pediastrum duplex Meyen
Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
Scenedesmus dimorphus (Turpin) Kützing
Scenedesmus disciformis (Chodat) Fott & Komárek
Scenedesmus ecomis (Ehrenberg) Chodat
Scenedesmus intermedius Chodat
Scenedesmus opoliensis Richter
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson
Spyrogyra sp. Link
Tetraedron minimun (Braun) Hansgirg
Tetrastrum triangulare (Chodat) Komárek

CHAROPHYTA

Cosmarium phaseolus Brébisson ex Ralfs
Staurastrum sebaldi Reinsch

EUGLENOZOA

Euglena proxima Dangeard
Euglena sp. 1 Ehrenberg
Euglena sp. 2 Ehrenberg
Lepocinclis acus (Müller) Marin & Melkonian
Phacus sp. Dujardin

OCHROPHYTA

Achnanthes brevipes var. *intermedium* (Kützing) Cleve
Actinocyclus octonarius Ehrenberg
Actinopterychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg
Amphora copulata (Kützing) Schoeman & Archibald
Anomooneis sphaerophora (Ehrenberg) Pfitz.
Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen
Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen
Bacillaria paxillifera (Müller) Simonsen
Caloneis westii (Smith) Hendey
Campylodiscus clypeus Ehrenberg
Cocconeis placentula Ehrenberg
Coscinodiscus spp. Ehrenberg

Craticula accomoda (Hustedt) Mann
Craticula ambigua (Ehrenberg) Mann
Cyclotella meneguiniana Kützing
 grupo *Cyclotella*
Cyclotella sp. Kützing
Cyclotella atomus Hustedt
Cymatotheca sp. Hendey
Cymatosira sp. Grunow
Cymbella sp. Agardh
Denticula spp. Kützing
Delphineis suirella (Ehrenberg) Andrews
Dictyocha sp. Ehrenberg
Diploneis sp. Ehrenberg
Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg
Epithemia adnata (Kützing) Brébisson
Epithemia sorex Kützing
Epithemia zebra (Ehrenberg) Kützing
Fallacia pygmaea (Kützing) Stickle & Mann
Fallacia tenera (Hustedt) Mann
Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot
Geissleria decussis Lange-Bertalot & Metzlin
Gomphonema parvulum Kützing
Gomphonema augur Ehrenberg
Gyrosigma terryanum (Peragallo) Cleve
Gyrosigma sp. 1 Hassall
Gyrosigma sp. 2 Hassall
Gyrosigma sp. 3 Hassall
Halamphora coffeaeformis (Agardh) Levkov
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow
Hantzschia sp. Grunow
Hippodonta hungarica (Grunow) Lange-Bertalot, Metzlin & Witkowski
Mastogloia elliptica Cleve
Melosira varians Agardh
Navicula coccinella Metzlin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez
Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs
Navicula microcari Lange-Bertalot
Navicula peregrina (Ehrenberg) Kützing
Navicula recens Lange-Bertalot
Navicula sp. Bory de Vincent
Nitzschia acicularis (Kützing) Smith
Nitzschia amphibia Grunow
Nitzschia nana Grunow
Nitzschia reversa Smith
Nitzschia sigma (Kützing) Smith
Nitzschia palea (Kützing) Smith
Nitzschia paleaceae Grunow
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow
Nitzschia linearis Smith
Nitzschia tryblionella Hantzsch
Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve
Planothidium delicatulum (Kützing) Round & Bukhtiyarova
Plagiotropis sp. Pfitzer
Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze
Pleurosira laevis (Ehrenberg) Compere
Pseudosolenia carcar-avis (Schultze) Sundström
Pseudostaurosira brevistriata (Grunow) Williams et Round
Pseudostaurosira subsalina (Hustedt) Morales
Rhopalodia acuminata Krammer
Rhopalodia gibba (Ehrenberg) Müller
Rhopalodia musculus (Kützing) Müller
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky
Stauroneis anceps Ehrenberg
Staurosira construens Ehrenberg
Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot
Surirella striatula Turpin
Synedra beralinensis Lemmermann
Tabularia fasciculata (Agardh) Williams & Round
Thalassiosira spp. Cleve
Thalassionema sp. Grunow ex Mereschkowsky
Tryblionella apiculata (Kützing) Ralfs
Tryblionella compressa (Bailey) Poulin

A partir de la riqueza de los taxa algales observados en el fitobenton en cada sitio y fecha y utilizando la bibliografía detallada en la sección de materiales y métodos, se calculó el porcentaje de taxa de hábito bentónico. En relación a los momentos estudiados, en verano y otoño fueron menores los porcentajes de taxa bentónicos, que en invierno y primavera. En Mones Cazón y los sitios que vehiculizan el agua de las zonas serranas (Arroyo Vallimanca y Canal 16), los taxa de hábitos bentónicos tuvieron una riqueza de especies mayor al 50% en los momentos estudiados. Contrariamente en Junín fueron más abundantes las formas de hábitos planctónicos. En Canal Mercante, Achupallas y Paraje el Destino la proporción de taxa algales bentónicos fue cercana al 50 % con escasa variación temporal. En los sedimentos de los sitios Canal de Vinculación y Guerrero, por el contrario, la variación temporal de los hábitos de vida de los taxa algales registrados, fue muy marcada (Fig. 37).

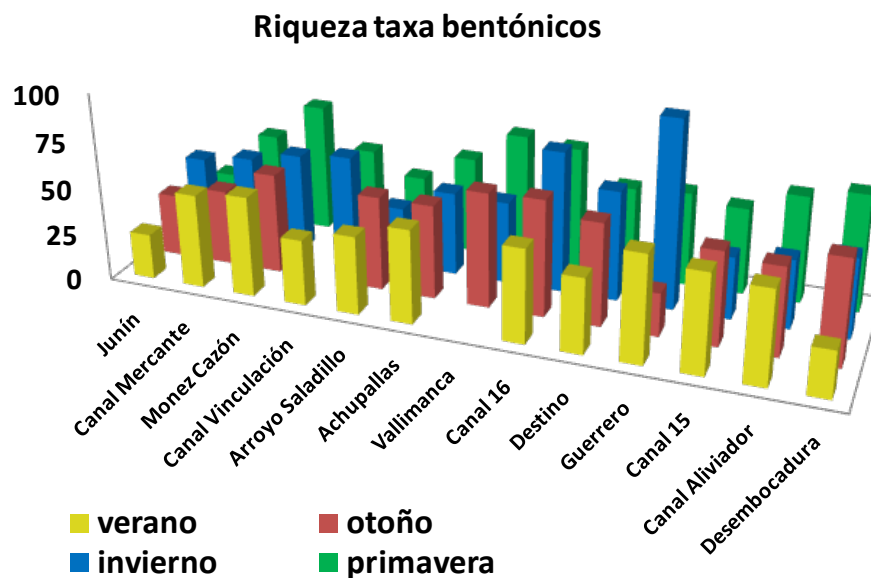


Figura 37: Porcentaje de taxa algales bentónicos según la riqueza de especies registrados en el fitobenton en cada sitio y fecha

Para realizar el MDS y representar gráficamente los ensamblajes algales fitobentónicos en las muestras se utilizó una matriz con los taxa presentes en más del 10% de las muestras y con una abundancia mayor a 1 en alguna de las muestras.

Este análisis resultó en un stress de 0,19 (Fig. 38) y el ordenamiento espacial de las muestras permitió diferenciar a aquellas con riqueza menor a 10 de las muestras con más de 10 taxa, de acuerdo con los resultados de los ANOSIM donde sólo la riqueza de especies fue significativa (Tabla 4).

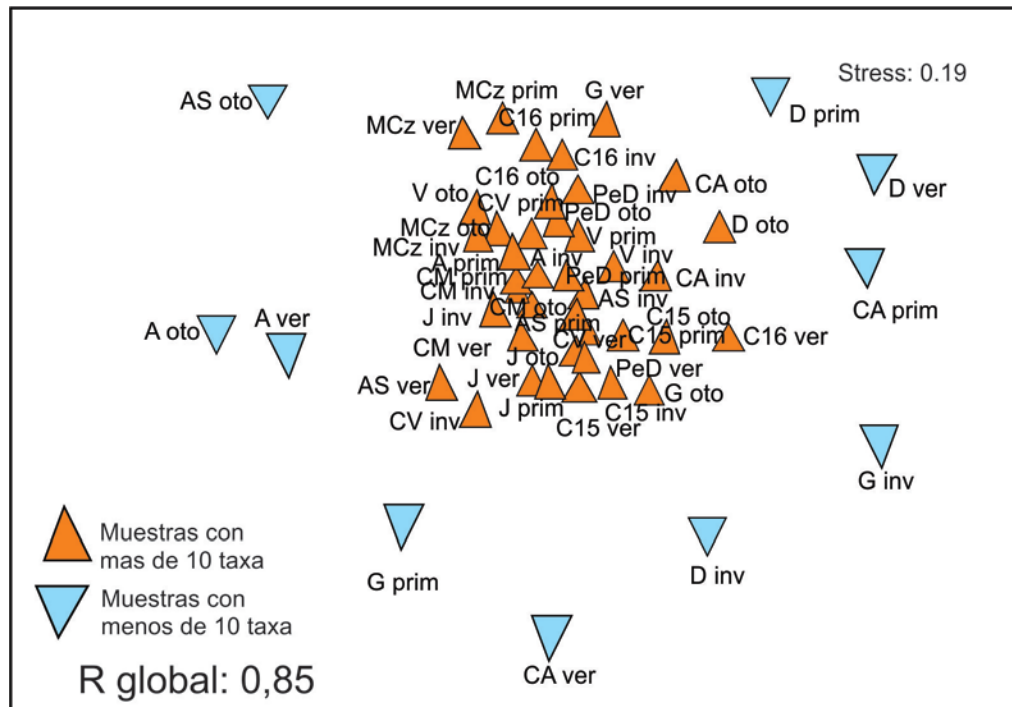


Figura 38: Representación bidimensional del Análisis de Emparejamiento Múltiple (MDS) realizado con los ensambles algales fitobentónicos en las muestras estudiadas.

Para el Análisis de Correspondencia Canónica realizado para examinar la relación entre las variables ambientales y los ensambles algales se incluyeron todas las muestras con riqueza de especies mayor a 10, por considerar que incluir muestras con una riqueza menor perjudicaría el análisis destinado a evidenciar patrones en el fitobenton. Este análisis se realizó con una matriz compuesta por 38 taxa, que fueron los que estuvieron presentes en más del 10% de las muestras (ANEXO Tabla 13).

Los primeros dos ejes del análisis explican el 28% de la varianza (Tabla 5). El eje 1 (eigenvalue: 0,157) está más asociado con el oxígeno disuelto, los nutrientes (nitratos+nitritos) y la conductividad (Figs. 39 y 40). El segundo eje está asociado con la transparencia del agua y la granulometría de los sedimentos (arenas gruesas). Los taxa asociados con alta concentración de nutrientes estuvieron localizados a la derecha del primer eje y correspondieron al sitio Junín. En este sector del río predominaron clorofitas (como *Pediastrum boryanum*, *Monoraphidium subclavatum*, *Scenedesmus ecornis*, *S. quadricada*) y cianobacterias (como *Microcystis aeruginosa* y *Raphidiopsis mediterranea*), estas últimas muy abundantes en verano. Muchos de estos taxa y algunas diatomeas (como *Anomoeoneis sphaerophora*, *Navicula peregrina* y *Nitzschia frustulum*) estuvieron también asociados con altas concentra-

Tabla 4: Resultados de los ANOSIM realizados con variables del agua y de los sedimentos

Factor: sitios Sample statistic (Global R): 0.365 Significance level of sample statistic: 0.0%	Factor: fechas Sample statistic (Global R): -0.014 Significance level of sample statistic: 70.5%
Factor: rio/canal Sample statistic (Global R): 0.007 Significance level of sample statistic: 33.2%	Factor: PRS Sample statistic (Global R): 0.015 Significance level of sample statistic: 30.9%
Factor: nitratos+nitritos Sample statistic (Global R): 0.007 Significance level of sample statistic: 42.5%	Factor: amonio Sample statistic (Global R): 0.092 Significance level of sample statistic: 12.9%
Factor: PT Sample statistic (Global R): 0.033 Significance level of sample statistic: 20.8%	Factor: MO Sample statistic (Global R): -0.051 Significance level of sample statistic: 99.6%
Factor: Secchi Sample statistic (Global R): -0.071 Significance level of sample statistic: 59.6%	Factor: conductividad Sample statistic (Global R): 0.006 Significance level of sample statistic: 44.0%
Factor: alcalinidad Sample statistic (Global R): 0.083 Significance level of sample statistic: 40.8%	Factor: sólidos Sample statistic (Global R): 0.076 Significance level of sample statistic: 84.0%
Factor: temperatura Sample statistic (Global R): -0.019 Significance level of sample statistic: 82.6%	Factor: OD Sample statistic (Global R): -0.019 Significance level of sample statistic: 82.6%
Factor: MO sed Sample statistic (Global R): 0.059 Significance level of sample statistic: 2.3%	Factor: PT sed Sample statistic (Global R): 0.017 Significance level of sample statistic: 37.8%
Factor: limos+arcillas Sample statistic (Global R): 0.05 Significance level of sample statistic: 8.6%	Factor: arenas finas Sample statistic (Global R): 0.25 Significance level of sample statistic: 58.6%
Factor: arenas medias Sample statistic (Global R): 0.417 Significance level of sample statistic: 27.8%	Factor: arenas gruesas Sample statistic (Global R): 0.171 Significance level of sample statistic: 59.6%
Factor: gravas Sample statistic (Global R): 0.206 Significance level of sample statistic: 34%	Factor: feofitina Sample statistic (Global R): -0.155 Significance level of sample statistic: 97.4%
Factor: clorofila <i>a</i> fitobentónica Sample statistic (Global R): -0.038 Significance level of sample statistic: 79.9%	Factor: riqueza de especies Sample statistic (Global R): 0.849 Significance level of sample statistic: 0.0%

ciones de sales, como las de los sitios Canal Mercante, Canal de Vinculación y Arroyo Saladillo (Fig. 39). A la izquierda del primer eje se localizan los taxa asociados con altas concentraciones de oxígeno disuelto; estas condiciones se registraron principalmente en invierno en coincidencia con el momento de mayores velocidades de corriente. Los taxa relacionados con estas variables y con mayor transparencia del agua están asociados principalmente a los sitios Mones Cazón, Achupallas, Vallimanca, Canal 16 y Paraje el Destino (Fig. 40) y son especialmente diatomeas, tales como: *Aulacoseira granulata*, *Bacillaria paxillifera*, *Melosira varians*, *Navicula microcari*, *N. recens*, *Nitzschia palea*, *N. sigma*, *N. tryblionella* y *Tryblionella apiculata* entre otras (Fig. 39). Estos sitios tienen en común también la granulometría

mayormente fina, contrariamente a los sitios Guerrero, Canal 15, Canal Aliviador y Desembocadura que presentan granulometría gruesa y alta turbidez, por lo que se ubican en el otro extremo del segundo eje.

Tabla 5: Resultado del análisis de correlación canónica realizado con las variables ambientales y los taxa seleccionados del fitobenton

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Eigenvalores	0,16	0,12	0,07	0,05	1000
Correlación taxa-ambiente	0,92	0,85	0,89	0,79	
% acumulativo de la varianza de los taxa	15,7	27,9	35,1	39,6	
de la relación taxa-ambiente	27,5	49,1	61,7	69,7	

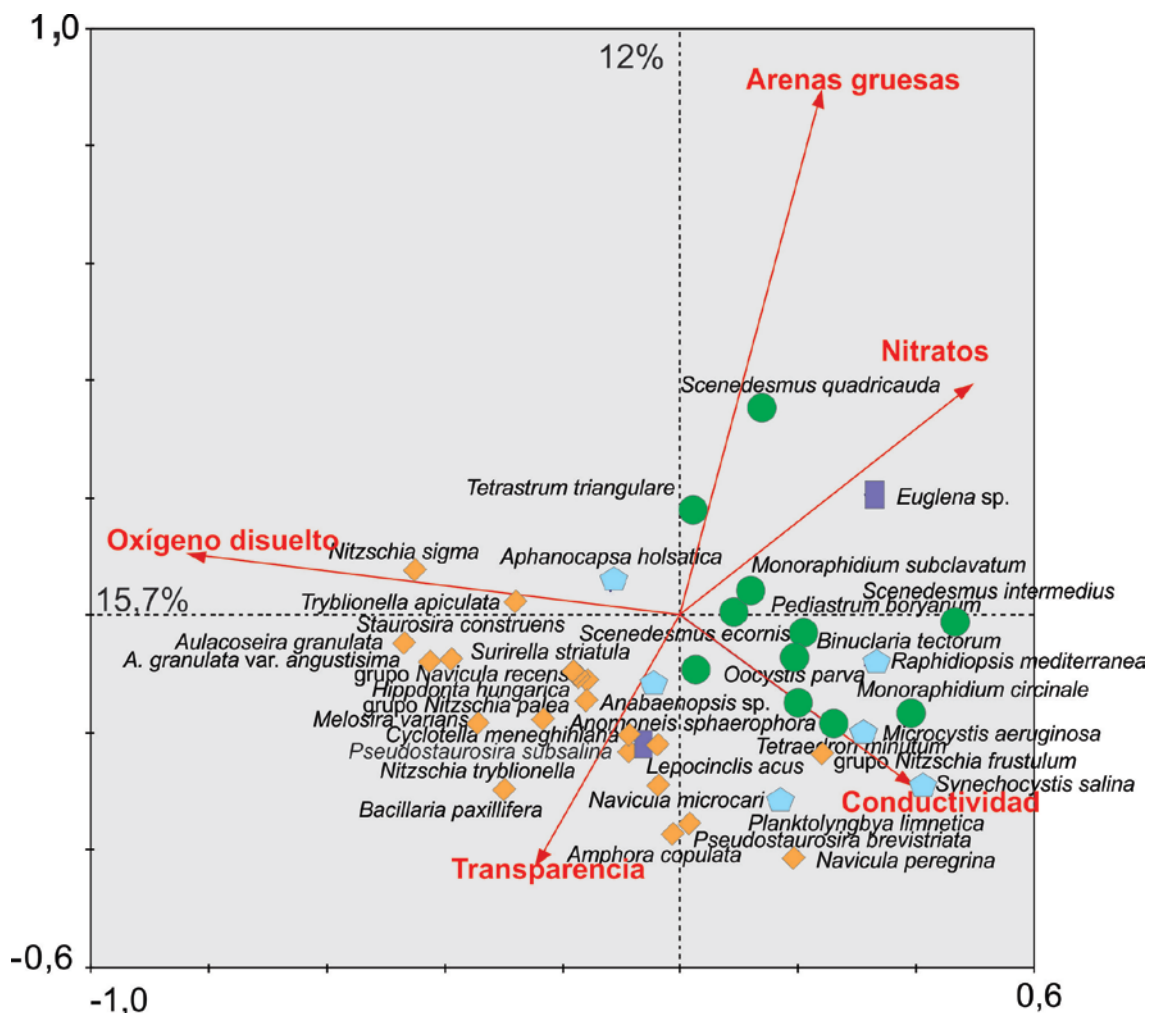


Figura 39: Diagrama biplot resultado del Análisis de Correspondencia Canónica donde se observan las variables seleccionadas vs. los taxa algaes. Referencias: color naranja: diatomeas; color celeste: cianobacterias; color verde: clorofitas; color violeta: euglenofitas

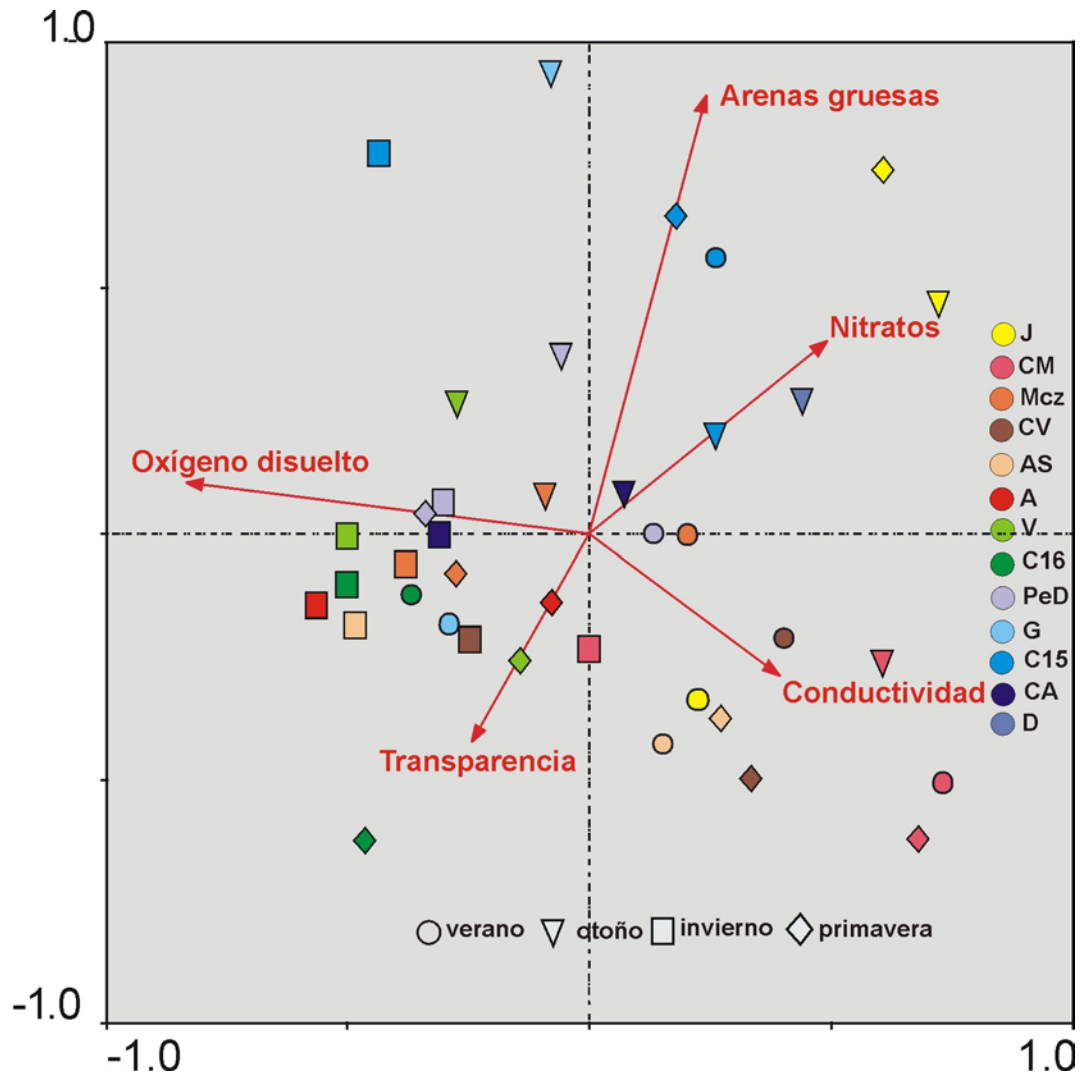


Figura 40: Diagrama biplot resultado del Análisis de Correspondencia Canónica donde se observan las variables seleccionadas vs. muestras. Referencias: J= Junín, CM= Canal Mercante, MCz= Mones Cazón, CV= Canal de Vinculación, AS= Arroyo Saladillo, A= Achupallas, V= Vallimanca, C16= Canal 16, PeD= Paraje el Destino, G= Guerrero, C15= Canal 15, CA= Canal Aliviador, D= Desembocadura

Análisis a escala de sección o tramo

En la sección anterior se analizaron las variables del agua y del sedimento a nivel cuenca. Sus principales resultados son la diferenciación de tres sectores en la cuenca a partir de las variables físico-químicas del agua (sector superior, afluentes de la zona serrana y sector inferior), y la uniformidad de los sedimentos sin dicha diferenciación.

Este análisis de cada sitio o tramo tiene como objetivo identificar la composición, abundancia relativa y biomasa del fitobenton y su variación temporal en relación con las variables ambientales, tanto del agua como del sedimento.

Cuenca superior

En **JUNIN**, un tramo caracterizado por presentar altas concentraciones de nutrientes, los grupos algales más abundante en el fitobenton fueron las cianobacterias y clorofitas (Fig. 41). Se destacan los taxa *Raphidiopsis mediterranea* y *Anabaenopsis* sp. por presentar un desarrollo masivo de aerotopos, y las clorofitas *Lagerheimia subsalsa* y *Golenkinia* sp. por encontrarse exclusivamente en este sitio. Las concentraciones de clorofila *a* epipélica y la riqueza de especies fueron mayores en verano e invierno (Fig. 42) en coincidencia con la mayor proporción de granulometría fina en el sedimento, aunque estas diferencias no fueron significativas ($p=0,395$ para clorofila *a* y $p=0,079$ para riqueza de especies, Tabla 6). *Raphidiopsis mediterranea* resultó dominante en verano, mientras que en invierno fue abundante la diatomea *Pseudostaurosira brevistriata*.

Tabla 6: Diferencias temporales en cada sitio para las variables clorofila *a* y riqueza de especies del fitobenton. Se detalla la información de los datos que debieron ser transformados para normalizar y el valor de *p* resultante del ANOVA univariado (en color rojo los valores de *p* correspondientes a las variables con diferencias significativas).

	clorofila a		riqueza de especies	
	ANOVA	transformados	ANOVA	transformados
CUENCA SUPERIOR				
Junín	0,395	NO	0,079	NO
Canal Mercante	0,175	NO	0,276	NO
Canal Mones Cazón	0,804	NO	0,423	NO
Canal de Vinculación	0,011	raíz cuadrada	0,069	raíz cuadrada
Arroyo Saladillo	0,012	NO	0,119	NO
Achupallas	0,000	NO	0,014	NO
AFLUENTES ZONA SERRANA				
Arroyo Vallimanca	0,045	raíz cuadrada	0,431	NO
Canal 16	0,972	NO	0,002	NO
CUENCA INFERIOR				
Paraje Destino	0,061	NO	0,369	NO
Guerrero	0,007	raíz cuadrada	0,011	raíz cuadrada
Canal 15		no alcanzó normalidad	0,722	raíz cuadrada
Canal Aliviador	0,041	NO	0,017	NO
Desembocadura	0,497	NO	0,106	NO

En **CANAL MERCANTE**, un tramo con velocidades de corriente superiores a 0.20 m/s y conductividad mayor a 12500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se contabilizaron 44 taxa. Del total registrado, las diatomeas y clorofitas fueron los grupos más abundante, destacándose *Navicula peregrina*, *Pseudostaurosira brevistriata* y especies del género *Scenedesmus* por ser abundantes en este sitio durante todo el período estudiado. La concentración de clorofila *a* promedio fue mayor a 300 mg/m^2 . Sin embargo en primavera no superó los 120 mg/m^2 (Fig. 42) en coincidencia con los mayores valores de conductividad registrados (19900 $\mu\text{S}/\text{cm}$); en esa fecha se destacan las diatomeas del grupo *Nitzschia frustulum* por alcanzar mayor abundancia (Fig. 41).

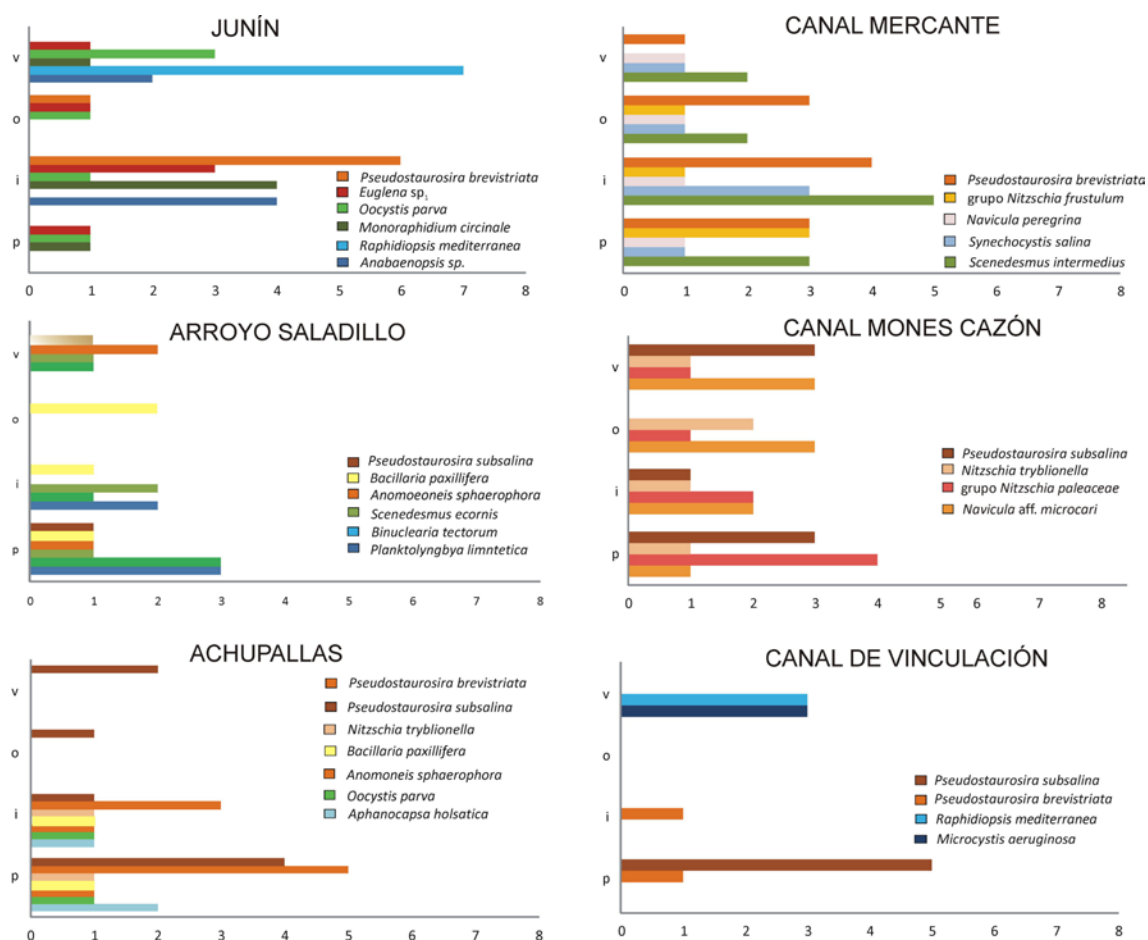


Figura 41: Taxa más abundantes en el fitobentón de los tramos pertenecientes a la cuenca superior en verano (v), otoño (o), invierno (i) y primavera (p). Abundancia expresada en una escala de 0-8. En la columna de la izquierda se ubican los tramos de río y en la columna de la derecha los tramos de canal.

MONES CAZÓN se caracteriza por altas concentraciones de nutrientes y velocidades de corriente menores a 0.3 m/s. Las concentraciones de clorofila *a* fueron menores a 500 mg/m^2 y la riqueza de especies menor a 20, y no se observaron diferencias temporales significativas

(Fig. 42, Tabla 6). El grupo algal dominante fue el de las diatomeas, donde fueron abundantes los taxa *Navicula microcari*, especies del género *Nitzschia* y *Pseudostaurosira subsalina* (Fig. 41). La clorofita *Spirogyra* sp. se registró exclusivamente en este sitio (ANEXO Tabla 12).

El **CANAL DE VINCULACIÓN**, se ubica aguas abajo de una laguna y recibe el agua proveniente de CANAL MERCANTE y MONES CAZÓN. Se contabilizaron 40 taxa, siendo exclusivos de este sitio la cianobacteria *Lyngbya estuarii* que se registró sólo en invierno y las clorofitas *Dictyosphaerium pulchellum* y *Franceia* sp. que se encontraron solamente en verano (ANEXO Tabla 12). La riqueza de especies y concentración de clorofila *a* promedio fueron similares a las registradas en MONES CAZÓN, aunque en CANAL DE VINCULACIÓN la biomasa algal fue muy variable temporalmente (Fig. 42, Tabla 6). En verano la clorofila *a* fue mayor a 200mg/m² y la riqueza de especies mayor a 15, siendo el grupo dominante el de las cianobacterias donde se destacan por su abundancia *Microcystis aeruginosa* y *Raphidiopsis mediterranea* (Fig. 41), ambos taxa con un gran desarrollo de aerotopos. En otoño tanto la concentración de clorofila *a* como la riqueza algal del fitobenton fueron cercanas a cero.

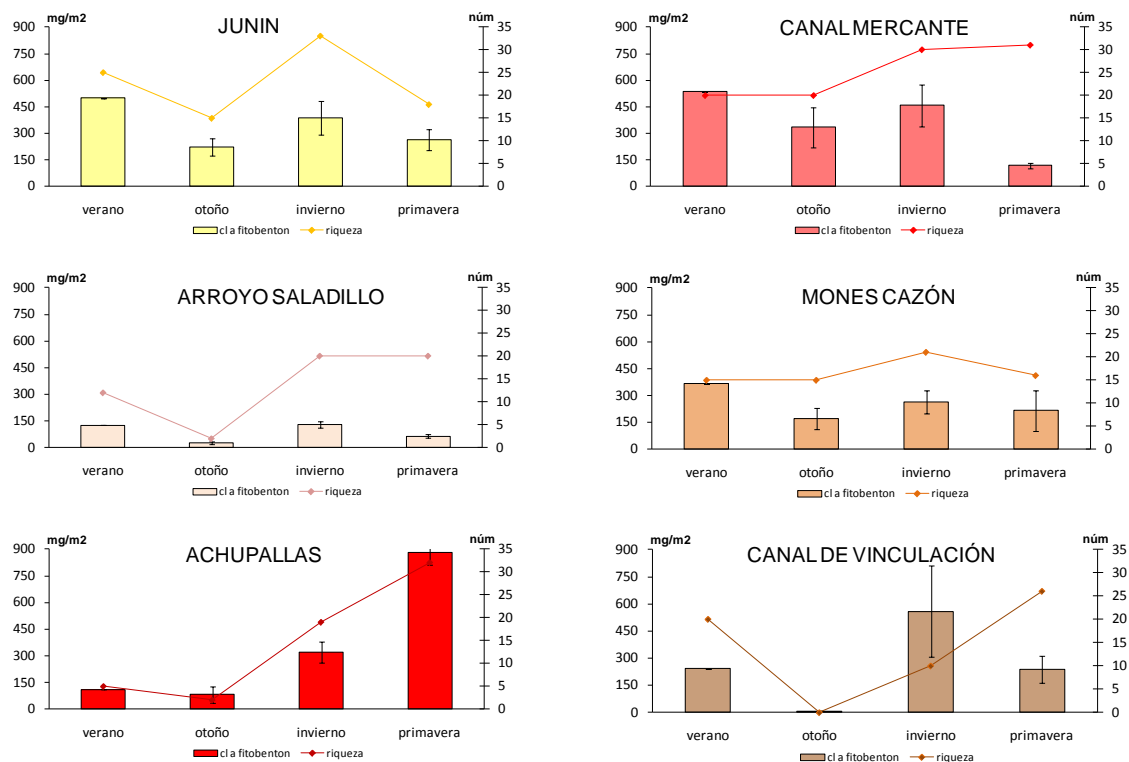


Figura 42: Promedio y desvío estándar de la concentración de clorofila *a* (barras) y riqueza de especies (línea) del fitobenton de los tramos pertenecientes a la cuenca superior en cada momento estudiado. En la columna de la izquierda se ubican los tramos de río y en la columna de la derecha los tramos de canal

En invierno se registró la máxima biomasa algal, en coincidencia con las marcadas concentraciones de materia orgánica de los sedimentos; en esta fecha la velocidad de corriente fue mayor y la biota algal estuvo dominada por diatomeas. En primavera la riqueza de especies fue mayor a 25 y dominaron también las diatomeas, principalmente especies del género *Pseudostaurosira* (Fig.41).

El **ARROYO SALADILLO** presentó en casi todos los momentos estudiados menor biomasa algal y riqueza de especies que el CANAL DE VINCULACIÓN, ubicado aguas arriba (Fig. 42). De los taxa que fueron más abundantes en CANAL DE VINCULACIÓN, sólo se registró la presencia de *Pseudostaurosira subsalina* (aunque poco abundante) en primavera. Aquellos taxa presentes en toda la cuenca (como *Planktolynbya limnetica*, *Binuclearia tectorum* y *Scenedesmus ecoris*) estuvieron mejor representados en invierno y primavera. Se destacan también las diatomeas *Anomoeoneis sphaerophora* que estuvo presente en verano y primavera y *Bacillaria paxillifera* (Fig. 43) que estuvo presente durante todo el año en el fitobenton (Fig. 41).

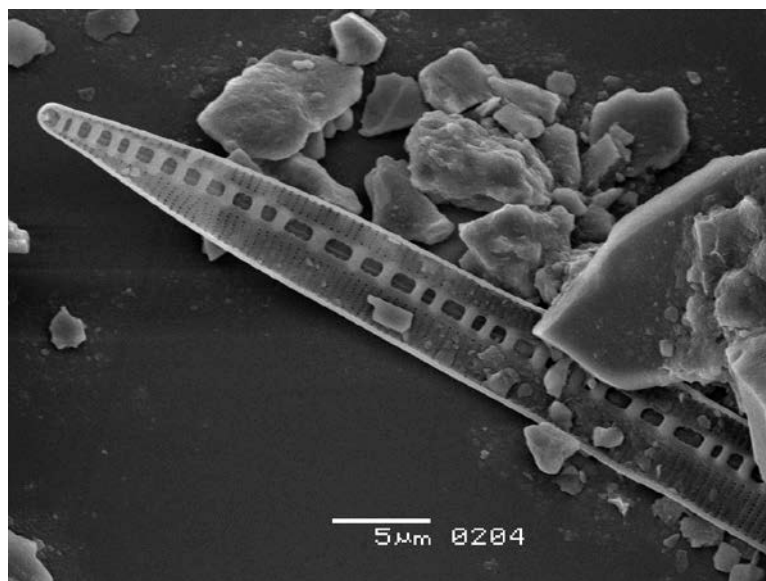


Figura 43: Fotografía de *Bacillaria paxillifera* al microscopio electrónico de barrido

ACHUPALLAS recibe el agua proveniente de la cuenca superior del río y del sector que se comunica con la pampa arenosa, resultando en una comunidad compuesta tanto por taxa abundantes en el sitio JUNIN (*Oocystis parva* y *Pseudostaurosira brevistriata*) como en los sitios MONES CAZÓN (*Nitzschia tryblionella*), CANAL DE VINCULACIÓN (*Pseudostaurosira subsalina*) y ARROYO SALADILLO (*Anomoeoneis sphaerophora* y *Bacillaria paxillifera*). También se destaca el desarrollo de la cianobacteria *Aphanocapsa holsatica* (Fig. 41) y la presencia

exclusiva en este sitio de las diatomeas *Halamphora coffeaeformis* (Fig. 42) y de los taxa constituyentes del grupo *Craticula*. En este sitio la concentración de clorofila *a* epipélica promedio superó los 320 mg/m². En verano y en otoño la riqueza de especies fue menor a 10 y la biomasa algal no superó los 100 mg/m² (Fig. 42), en coincidencia con una mayor proporción de granulometría gruesa en estas fechas. En invierno la riqueza de especies y la biomasa algal fueron mayores; en primavera tanto la concentración de clorofila *a*, como la materia orgánica de los sedimentos y el fósforo asociado fueron los máximos registrados en el sitio (Tabla 6).

Por lo anteriormente descripto, en relación con las variables del fitobenton en la cuenca superior, la composición algal de los taxa más abundantes en los tramos de río (Fig. 41) muestra una marcada dinámica temporal. En los tramos de canal el fitobenton estuvo dominado por unas pocas taxa de diatomeas que estuvieron presentes a lo largo de todo el período estudiado y resultó evidente la mínima representación de las clorofitas; entre ellos, el Canal de Vinculación presentó una dinámica particular.

Sector de los afluentes de la zona serrana

En **VALLIMANCA** la composición del fitobenton estuvo dominada por diatomeas, que alcanzaron el 85% del total de individuos contabilizados. Los taxa algales exclusivos de este sitio son *Campylodiscus clypeus* y *Denticula* spp. La concentración de clorofila *a* epipélica promedio fue cercana a 300 mg/m², aunque con variaciones temporales ($p=0,045$) (Fig. 45). En otoño la biomasa algal y la materia orgánica de los sedimentos fueron los menores registrados. Posteriormente en invierno la biomasa algal alcanzó los 800 mg/m². La riqueza de especies fue mayor a 15 en todos los momentos estudiados. Los taxa algales más abundantes fueron *Nitzschia sigma* y *Staurosira construens* con mayor desarrollo en invierno y *Aulacoseira granulata* que estuvo presente en todos los momentos estudiados. También fueron abundantes *Pseudostaurosira brevistriata* y *P. subsalina* (Fig. 44).

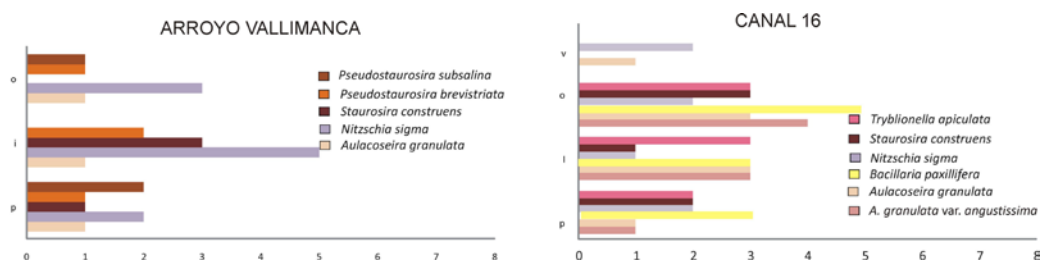


Figura 44: Taxa más abundantes en el fitobenton de los tramos pertenecientes al sector de los afluentes en verano, otoño, invierno y primavera (se destaca la falta de dato de verano en Arroyo Vallimanca). Abundancia expresada en una escala de 0-8.

El **CANAL 16** es el sitio con menor velocidad de corriente promedio y se caracteriza por las menores concentraciones de nutrientes en el agua. La concentración de clorofila *a* promedio entre fechas fue superior a 130 mg/m² y poco variable en todo el período estudiado. Las mayores concentraciones se registraron en verano mientras que la riqueza de especies en esta fecha fue la menor del año (Fig. 45). En otoño la riqueza de especies fue mayor a 25, en coincidencia con el momento de mayor transparencia del agua. Al igual que en VALLIMANCA; las diatomeas fueron el grupo algal dominante siendo abundantes en el fitobenton *Aulacoseira granulata*, *Nitzschia sigma* y *Staurosira construens*. También en CANAL 16 fueron abundantes *Aulacoseira granulata* var. *angustissima* y *Bacillaria paxillifera* con mayor desarrollo en otoño (Fig. 44) y *Tryblionella apiculata* (Fig. 46).

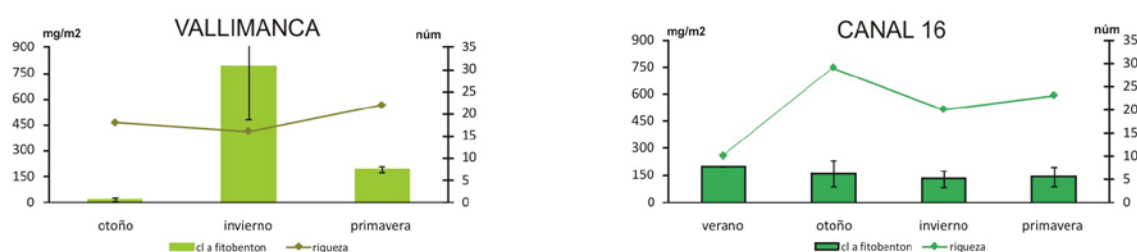


Figura 45: Promedio y desvío estándar de la concentración de clorofila *a* y riqueza de especies del fitobenton en los tramos pertenecientes al sector de los afluentes en cada momento estudiado



Figura 46: Fotografía de *Tryblionella apiculata* al microscopio electrónico de barrido.

En este sector de la cuenca la flora algal fue similar entre los sitios estudiados siendo el grupo de las diatomeas el dominante; sin embargo en el fitobenton se observa una dinámica temporal diferente según se trate de tramo de río o de canal que se refleja principalmente en la biomasa algal.

Cuenca inferior

El **PARAJE EL DESTINO** recibe el agua proveniente de la cuenca superior y de los sitios que vehiculizan el agua de las sierras, resultando en una comunidad compuesta tanto por taxa abundantes en la cuenca superior (*Aphanocapsa holsatica* y *Nitzschia tryblionella*) como en los sitios VALLIMANCA y CANAL 16 (*Nitzschia sigma*, *Staurosira construens* y *Tryblionella apiculata*) (Fig. 47). La clorofita *Pediastrum tetras* y la diatomea *Fallacia pygmaea* se registraron exclusivamente en este sitio. La clorofila *a* promedio fue mayor a 350 mg/m² y se registraron en este sitio 52 taxa. En verano y en otoño se registraron los mayores valores de

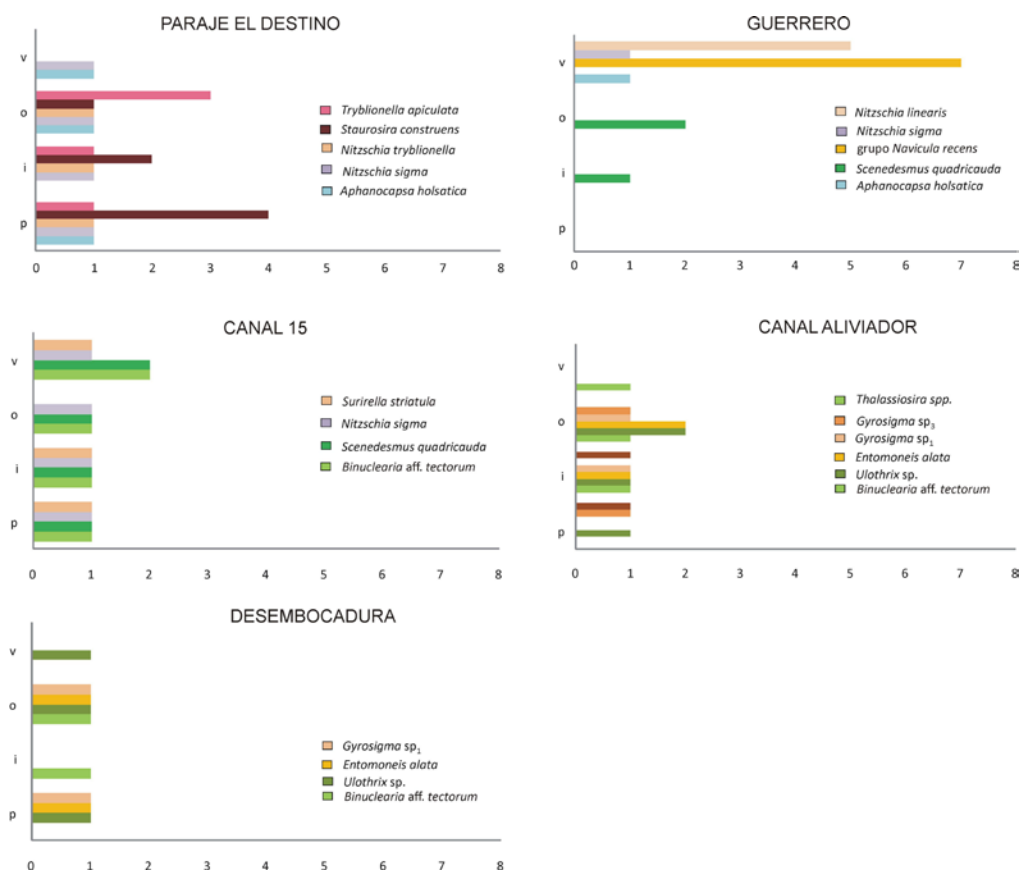


Figura 47: Taxa más abundantes en el fitobenton de los tramos pertenecientes a la cuenca inferior en verano, otoño, invierno y primavera. Abundancia expresada en una escala de 0-8. En la columna de la izquierda se ubican los tramos de río y en la columna de la derecha los tramos de canal.

biomasa algal (560 mg/m^2) y riqueza de especies, mientras que en invierno y primavera la biomasa algal fue menor a 300 mg/m^2 (Fig. 48).

GUERRERO, ubicado aguas abajo de lagunas, recibe el agua de **PARAJE EL DESTINO** y el sustrato es mayoritariamente tosca. La concentración de clorofila *a* promedio fue menor que la registrada en dicho lugar (Fig. 48). Es uno de los sitios con menor biomasa y riqueza específica, con mínimos en invierno y primavera, cuando la biomasa algal no superó los 15 mg/m^2 . Esto resultó en diferencias significativas temporales en la biomasa algal ($p=0,007$) y la riqueza de especies ($p=0,011$). Sólo en GUERRERO se registraron fragmentos de talos de la macroalga *Enteromorpha* sp. (que no fueron cuantificados debido a que en este estudio se realizó un análisis de la microflora fitobentónica) y diatomeas pennadas rodeadas por una vaina mucosa pertenecientes al género *Navicula* (que fueron reunidas en el “grupo *Navicula recens*”).

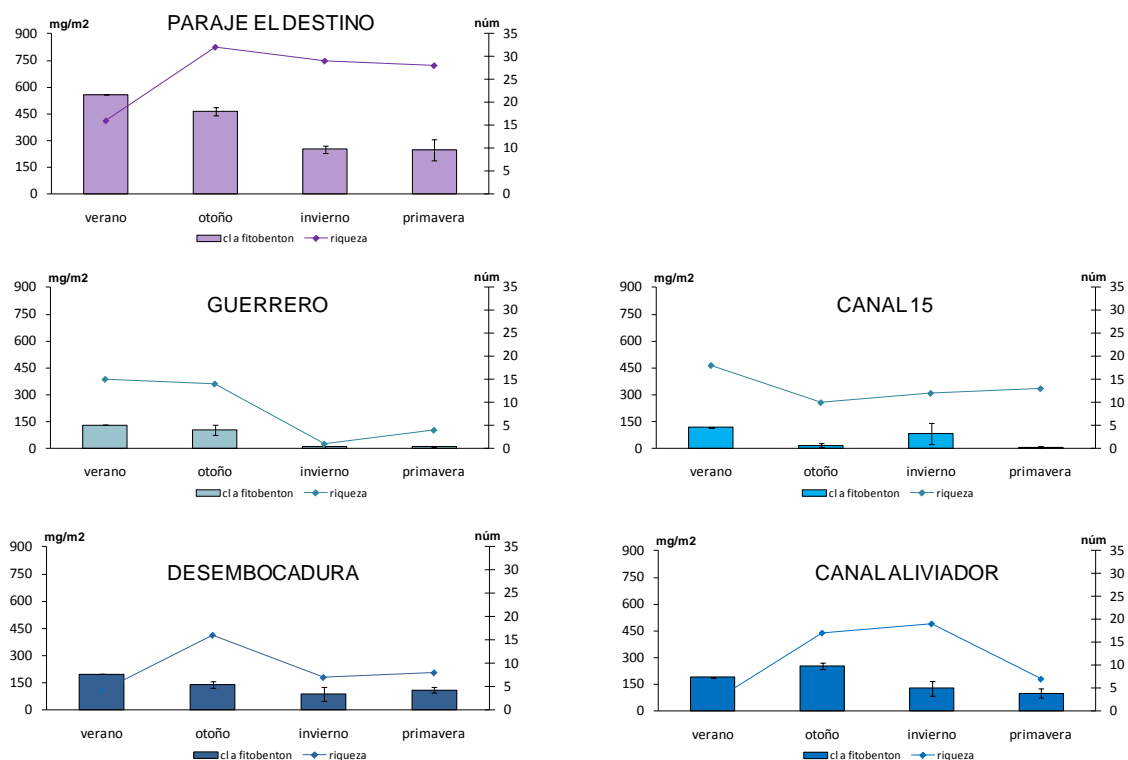


Figura 48: Promedio y desvío estándar de la concentración de clorofila *a* y riqueza de especies del fitobentón de los tramos pertenecientes a la cuenca superior en cada momento estudiado. En la columna de la izquierda se ubican los tramos de río y en la columna de la derecha los tramos de canal

En el **CANAL 15**, caracterizado por alta velocidad de corriente y presencia de conchilla en el sedimento, la composición del fitobenton es similar a la registrada en Guerrero (principalmente por la presencia en ambos sitios de *Nitzschia sigma* y *Scenedesmus quadricauda*) aunque menos abundante (Fig. 47). La flora estuvo compuesta por cianobacterias, clorofitas y diatomeas en similares proporciones durante todo el período estudiado. En verano la riqueza de especies fue mayor que en el resto de los momentos estudiados (Fig. 48), aunque no resultó en diferencias significativas temporales (Tabla 6).

La biomasa del fitobenton es similar en los sitios CANAL ALIVIADOR y DESEMBOCADURA, con concentraciones de clorofila *a* mayores en verano y otoño aunque no superaron los 260 mg/m² (Fig. 48); esto resultó en diferencias temporales significativas en Canal Aliviador (Tabla 6). La composición algal es similar en los dos sitios, con predominancia de diatomeas principalmente marinas: *Gyrosigma* spp., *Thalassiosira* spp. y clorofitas filamentosas como *Binuclearia tectorum* y *Ulothrix* sp. (Fig 47). Se destaca en el fitobenton de estos sitios la presencia exclusiva (aunque poco abundantes) de las diatomeas: *Actinocyclus octonarius*, *Coscinodiscus* spp., *Cyclotella atomus*, *Pseudosolenia carcar-avis* y *Thalassionema* sp. (ANEXO Tabla 12).

VI. Discusión

Durante el año de estudio las características físicas y químicas del agua y del sedimento y la dinámica del fitobenton de la cuenca del río Salado mostraron una heterogeneidad espacio – temporal.

Considerando las precipitaciones históricas promedio de 899 mm. para el área de la cuenca (Gabellone *et al.*, 2001), se puede decir que 2005 fue un año relativamente seco. Los patrones de precipitaciones anuales del área de la cuenca realizados con series de datos históricas, reconocen dos períodos bien marcados: las mayores precipitaciones ocurren desde diciembre a marzo y el período de menores precipitaciones es en agosto-septiembre (Tanco y Kruse, 2001). En el año 2005 las mayores precipitaciones ocurrieron intensamente en los primeros meses del año, también hasta marzo, y fueron menores hasta julio con un ligero aumento desde mediados de agosto en adelante.

En relación con las escasas precipitaciones ocurridas durante el año 2005, la conductividad del agua tuvo una clara diferenciación espacial en concordancia con la geomorfología de los diferentes sectores de la cuenca y mínimas diferencias temporales no

asociables a los otros indicadores indirectos del caudal utilizados tal como sí hallaron Quaíni *et al.* (2005) respecto a la distancia al puente.

Los menores valores de conductividad se registraron en el canal 16, en coincidencia con lo observado por Solari *et al.* (2002) en un estudio realizado en la cuenca en el período 1997-99. Los mayores valores de conductividad se registraron en el canal Mercante en concordancia con lo señalado por Gabellone *et al.* (2005) (aunque con menores valores, dado que el estudio realizado por estos investigadores se realizó en un período con mayores precipitaciones) y en la zona de la desembocadura, debido en este sector de la cuenca a la influencia marina. Las elevadas concentraciones de sales registradas en el canal Mercante podrían deberse al aporte de sales por resolubilización desde los sedimentos de la pampa arenosa; esto estaría avalado por los menores valores de conductividad registrados en los sitios ubicados aguas abajo en la cuenca (canal de Vinculación, Arroyo Saladillo y Achupallas) que estarían evidenciando un posible efecto dilutorio de dichas cargas. Gabellone *et al.* (2003) describen a este sistema amortiguador compuesto por lagunas naturales y destacan la importancia de proteger a esta zona que tiene la capacidad de reducir altas cargas de sales y de nutrientes.

Este proceso de resolubilización puede no ser notable en períodos con altas precipitaciones, tal como en el verano, debido a que el volumen de las precipitaciones pudo haber tenido un efecto dilutorio de sales resultando en la menor conductividad promedio para la cuenca. Contrariamente en primavera se registró la máxima conductividad promedio, posiblemente en relación con las precipitaciones frecuentes y de poca intensidad que habrían favorecido la solubilización y concentración de sales.

Las concentraciones de nutrientes en el agua mostraron diferencias espaciales en relación con el uso del suelo en la cuenca, así como variaciones temporales. Estas últimas estuvieron vinculadas al calendario agrícola, con mayores concentraciones en otoño y primavera en coincidencia con el período de siembra (al igual que lo reportado por Neschuk, 2001 y por Gabellone *et al.*, 2005) principalmente en la cuenca superior. La alta densidad poblacional y el agregado de fertilizantes que resultan en importantes aportes de fósforo debido a la escorrentía superficial (Neschuk, 2001, Vilches *et al.*, 2011) en el sector de cabeceras de la cuenca (una zona caracterizada por la intensa actividad agrícola que resulta en cuerpos de agua hipereutróficos, según indican Gabellone *et al.*, 2003) serían las condiciones por las que se registran elevadas concentraciones de nutrientes (nitratos+nitritos, amonio, fósforo reactivo soluble y fósforo total) en Junín. En Mones Cazón también se registraron importantes concentraciones de nutrientes debido posiblemente a la actividad agrícola

desarrollada en este sector, tal como fue señalado por Gabellone *et al.* (2003). En cuanto al amonio, en Arroyo Saladillo se registraron importantes concentraciones de este nutriente debido a la descarga de efluentes cloacales de la localidad de Bragado; mientras que en la cuenca inferior, las concentraciones altas podrían deberse a la actividad ganadera intensiva que se desarrolla en este sector de la cuenca (Gabellone *et al.*, 2003). En la zona de la desembocadura del río Salado se ha registrado una importante cantidad de sedimentos en suspensión (Gabellone *et al.*, 2003), además Neschuk (2001) registró altas cargas de fósforo asociado al material particulado en el sector inferior; por lo tanto, las concentraciones elevadas de fósforo total podrían deberse a que éste se encuentra adsorbido a partículas. Neschuk (2001) señaló también que las elevadas concentraciones de sólidos en suspensión como de nutrientes en toda la cuenca, reflejan un fuerte impacto antropogénico.

Las concentraciones de sólidos en suspensión en la desembocadura del río Salado fueron elevadas en todos los momentos estudiados, en coincidencia con los máximos de turbidez y conductividad registrados por Gómez *et al.* (2009) en el Río de la Plata para los sectores con mayor influencia marina. Particularmente, Conzonno *et al.* (2001) reportaron esta característica en su estudio sobre la cuenca inferior del río Salado realizado en verano e invierno durante los años 1997-99 y explican esta situación como una consecuencia de la lentificación de la desembocadura natural del río dado su escaso caudal ya que el mayor volumen de agua es transportado por el canal 15 hacia la Bahía de Samborombón.

La relación entre los contenidos de materia orgánica y fósforo total en los sedimentos indicaría la capacidad de los sedimentos para almacenar nutrientes dado el contenido orgánico de los sedimentos, tal como explican Antoine y Benson-Evans (1986). Ambas variables fueron diferentes a lo largo de la cuenca asociándose a situaciones particulares de los sitios estudiados. En Junín las elevadas concentraciones de fósforo en los sedimentos pueden estar vinculadas a las altas cargas de fósforo en suspensión. En sitios como canal de Vinculación (ubicado aguas abajo de una laguna), Achupallas (con cauce ancho y con una gran planicie de inundación) y la Desembocadura, posiblemente los procesos de sedimentación produzcan los consiguientes incrementos en las cargas de materia orgánica y fósforo en los sedimentos. Contrariamente, en Mones Cazón y Canal 15, podrían haber sido preponderantes los procesos de transporte debido a la morfometría recta del cauce.

Los sedimentos de la cuenca del río Salado presentan una composición granulométrica diferente entre los sectores estudiados, heterogeneidad que se vuelve más evidente en momentos de pocas precipitaciones y bajas velocidades de corriente (como en otoño) donde predominan los procesos de depositación. Inversamente, en momentos de mayores

precipitaciones (verano), los procesos de erosión resultan en una mayor uniformidad de la composición granulométrica de toda la cuenca y menores concentraciones de fósforo total en los sedimentos.

En relación con el análisis del fitobenton en los sitios estudiados, se destaca que la correlación significativa entre las variables clorofila *a* y riqueza de especies permite realizar una interpretación conjunta de esos datos. Además, puede evaluarse la biomasa de esta comunidad a partir de la estimación de la clorofila *a* y asociarse esta información con la estimación de la abundancia relativa de los taxa constituyentes. Se sabe que los métodos de cuantificación absoluta que estiman la densidad algal permiten calcular parámetros de la comunidad (Lowe y Laliberte, 1996). Sin embargo, Eaton y Moss (1966) y Ponader y Winter (2002) establecen que los métodos de cuantificación relativa son útiles para estimar las proporciones de los principales taxa constituyentes del fitobenton. En este estudio realizado a nivel cuenca, cuyo objetivo era caracterizar al fitobenton en su composición y biomasa, el método de cuantificación de la abundancia relativa del fitobenton y su vinculación con la clorofila *a* de los sedimentos, resultó apropiado para analizar el fitobenton de la cuenca e interpretar su dinámica espacio-temporal.

A partir de los resultados del análisis de regresión, se deduce que en la cuenca del río Salado, la concentración de clorofila *a* en los sedimentos se relaciona con variables propias del fitobenton (como la existencia de los productos de degradación de la clorofila *a* y la riqueza de especies) así como de la granulometría de los sedimentos y de la estación climática (indicada por la temperatura del agua). De este modo, el desarrollo de la biomasa algal se vería favorecida en los momentos del año más cálidos y en los sitios de muestreo con granulometría más fina; resultando en mayor riqueza de especies y clorofila *a* (tanto activa como degradada). Coincidentemente en el Río de la Plata la mayor abundancia del microfitobenton fue observada en sectores con sedimentos finos (Gómez *et al.*, 2009).

Los valores de clorofila *a* fitobentónica en la cuenca del río Salado fueron similares a los registrados en los arroyos pampeanos Don Carlos, Rodríguez y Martín (Sierra, 2009; Sierra y Gómez, 2007; Sierra *et al.*, 2013) con concentraciones de nutrientes similares a las del río Salado; también en el arroyo pampeano La Choza, que según indican Vilches (2012) y Vilches *et al.* (2013), es influenciado por alta actividad agrícola. Biggs (1996) afirma que la clorofila *a* bentónica en cuerpos de agua lóticos puede abarcar cuatro órdenes de magnitud; en el río Salado se registraron valores desde 4 hasta 900 mg/m². Cox (1990) registró concentraciones mayores a 500 mg/m² en el arroyo Breitenbach en Europa central; asimismo Sabater *et al.* (1992) registraron en el río Ter (España) hasta 1000 mg/m², que se vinculan con las altas

concentraciones de nutrientes en relación con el uso de la tierra en la cuenca; situación similar a la descrita en la cuenca del río Salado. Dodds (1998) y Biggs (1996) señalan que valores elevados de clorofila *a* bentónicas son comunes en arroyos enriquecidos con nutrientes, condición que se encuentra en la cuenca del río Salado.

Los taxa algales que estuvieron presentes en el fitobenton de todos los sitios estudiados son de hábito principalmente planctónico (Porter, 2008) y se han encontrado previamente en estudios del fitoplancton del río Salado (O'Farrell, 1993; Neschuk *et al.*, 2002; Solari *et al.*, 2002; Gabellone *et al.*, 2005; Bazzuri *et al.*, 2008 y Carrillo *et al.*, 2009) así como en el río Samborombón (Solari y Claps, 1996). Estos taxa son típicos de ambientes eutrofizados y salobres (Porter, 2008). Si bien son persistentes en cuanto a que se encontraron en todos los sitios, en su mayoría no resultaron ser los taxa más abundantes.

Las altas concentraciones de clorofila *a* bentónica en Junín podrían estar relacionadas con las concentraciones de nutrientes marcadamente elevadas de ese sector de la cuenca. La biota de ese lugar estuvo dominada por las cianobacterias *Raphidiopsis mediterranea* y *Anabaenopsis* sp., típicas del plancton de ambientes lénticos (Komárek, 2013), y por la diatomea *Pseudostaurosira brevistriata*, todos taxa citados como típicos de ambientes hipereutróficos, tal como fueran reportados en la revisión de Porter (2008) los resultados obtenidos por un gran número de investigadores. Licursi *et al.* (2010) en su trabajo realizado con diatomeas bentónicas del Río de La Plata, asociaron la abundancia de *Pseudostaurosira brevistriata* con altas concentraciones de nutrientes, adjudicando unos límites superiores de amonio, nitratos, PRS y conductividad de 370 µg/L, 900 µg/L, 460 µg/L y 1000 µS/cm., respectivamente. Vinocur *et al.* (1994) registraron a esta diatomea en la cuenca del río Salado con concentraciones de PT menores a 850 µg/L y conductividad hasta 5000 µS/cm. En este trabajo de tesis se registró a la diatomea *Pseudostaurosira brevistriata* en sitios con las mayores concentraciones de nutrientes y valores de conductividad (cercanos a 19900 µS/cm). De acuerdo con la dominancia de cianobacterias en el fitobenton de Junín, Neschuk (2001) registró en un estudio previo una composición de especies similar en el fitoplancton de este sitio, y explica que en este sector de la cuenca se relacionan el río Salado y los ambientes lénticos asociados en determinadas condiciones hidrológicas. En Mones Cazón la clorofila *a* bentónica fue similar a la registrada en Junín, con excepción del verano, en que fue menor. En ese sitio, los taxa más abundantes en el epipelon son diatomeas que están citadas en la bibliografía como de hábito bentónico (Porter, 2008) con menor desarrollo de taxa de origen planctónico; esto probablemente se relaciona con la morfometría recta del canal y su menor

heterogeneidad espacial, indicando que durante el período estudiado fueron predominantes los procesos de transporte en este sitio.

Con respecto a los sitios que reciben el agua proveniente de la pampa arenosa, en Canal Mercante las concentraciones de pigmentos fotosintéticos del fitobenton fueron elevadas, por lo que se infiere que la biota algal no estaría siendo afectada por las elevadas salinidades. De acuerdo con la información provista en la revisión de Porter (2008) los taxa algales más abundantes en este sitio se pueden categorizar como típicos de ambientes dulceacuícolas-salobres. En primavera, los mayores valores de conductividad en coincidencia con la menor biomasa algal pueden estar evidenciando límites de tolerancia de las algas a las altas cargas salinas; más aún, en esta fecha fue mayor la abundancia de *Nitzschia frustulum*, una diatomea citada como de ambientes salobres por Porter (2008) y registrada por Vinocur *et al.* (1994) en el río Salado en sitios con conductividad cercana a 20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El Canal de Vinculación, que es un sitio de canal ubicado entre lagunas, tiene una dinámica bastante particular asociada con los fenómenos hidrológicos. En verano, que fue la época de mayores precipitaciones, se desarrollaron principalmente taxa de hábito planctónico y de ambientes lagunares, como *Microcystis aeruginosa* y *Raphidiopsis mediterranea* (Komárek y Anagnostidis, 1999; Komárek, 2013). Contrariamente en momentos con menores precipitaciones se observó el mayor desarrollo de diatomeas de hábito bentónico; asimismo las mayores concentraciones y dispersión entre réplicas de clorofila *a* y materia orgánica en los sedimentos en invierno ponen de manifiesto la elevada heterogeneidad del sitio y la compleja dinámica de este sistema. El Arroyo Saladillo recibe el agua proveniente del Canal de Vinculación, por lo que las variaciones temporales de biomasa dadas en dicho canal se ven reflejadas en la concentración de clorofila *a* bentónica del Arroyo Saladillo. El fitobenton estuvo integrado por cianobacterias, clorofitas y diatomeas durante todo el período estudiado con una mayor riqueza específica que la encontrada aguas arriba, en coincidencia con lo observado por Bazzuri *et al.* (2010b) en un estudio del plancton de la zona realizado en otoño de 2007. Estas diferencias en la composición y riqueza de especies del epipelon entre sitios se deben posiblemente a la mayor heterogeneidad espacial en los sedimentos dada por la configuración natural de este sitio de río, respecto a la morfometría de los canales, tal como fuera explicado por Bauer (2009) en su estudio realizado en algunos arroyos pampeanos.

Achupallas recibe los nutrientes y materiales provenientes de la cuenca superior del río y del sector que se comunica con la pampa arenosa; asimismo las simientes algales transportadas pueden ser depositadas en este sitio generándose un desarrollo importante del fitobenton. Es posible que sea este el motivo de la marcada concentración de clorofila *a*

bentónica registrada en primavera, dada además por las favorables condiciones climáticas. La elevada biomasa registrada en el sector medio del río coincide con lo observado para el epipelón del río Samborombón por Solari y Claps (1996) quienes la interpretan a partir de las menores velocidades del flujo, mayor transparencia y poca variación en el nivel del agua.

En el sector de los afluentes de las zonas serranas (y que se caracterizan por presentar las menores concentraciones de nutrientes de toda la cuenca), son abundantes diatomeas como *Aulacoseira granulata*, *Nitzschia sigma* y *Staurosira construens* que, según la bibliografía, son sensibles a altas concentraciones de nutrientes (Porter, 2008). Sin embargo cabe destacar que algunos de estos taxa fueron encontrados en el epipelón de otros cuerpos de agua lótico pampeanos, como el río Matanza-Riachuelo (Gómez, 1998), el río Samborombón (Claps, 1996) y el Río de La Plata (Licursi *et al.*, 2010), con concentraciones de nutrientes mayores y menores valores de conductividad que los registrados en este estudio. En los sitios Vallimanca y Canal 16, si bien las concentraciones de nutrientes fueron bajas, el desarrollo del fitobenton pudo haber tenido lugar por la poca turbidez de las aguas (especialmente en canal 16) debido a las características hidrogeológicas de la región, según explica Neschuk (2001). Los taxa más abundantes encontrados en los sedimentos en estos sitios son de hábito principalmente bentónico (Porter, 2008; Denys, 1991/92); a excepción de *Aulacoseira granulata* con hábito planctónico (Porter, 2008 y Denys, 1991/92) y *Bacillaria paxillifera* y *Melosira varians* (de hábitos planctónicos y con origen epóntico según indica Denys 1991/92), que fueron observados también en el plancton y benton en el arroyo Las Flores alternando hábitos planctónicos, perifíticos y bénticos en relación con distintos estadios reproductivos (Giorgi *et al.*, 2003). Estos autores, al igual que Solari y Claps (1996) y Claps (1996) que estudiaron el epipelón del río Samborombón, registraron mayores abundancias de *Melosira varians* en invierno en los sedimentos, en coincidencia con lo observado en este estudio.

El Paraje el Destino es un sitio con buen desarrollo del fitobenton que recibe materiales y simientes algales de la cuenca superior y del sector de los afluentes provenientes de las zonas serranas, reflejándose en la composición algal la conectividad entre sitios. Las menores concentraciones de clorofila *a* en invierno y primavera podrían estar reflejando el efecto de obras hidráulicas en ejecución en este sector de la cuenca, en coincidencia con los elevados valores de sólidos en suspensión y turbidez en el agua registrados principalmente en invierno.

El sitio Guerrero está ubicado aguas abajo de una laguna (laguna La Tigra) que es un ensanchamiento del cauce del río (flushing lake), por lo que las velocidades de corriente en este sitio resultan bajas. El sedimento está conformado principalmente por tosca, un sustrato

duro y friable que estaría limitando el desarrollo algal bentónico; esto se evidencia con la escasa biomasa del fitobenton en este sitio y la presencia de diatomeas pennadas del género *Navicula* rodeadas por vaina mucosa (situación no observada en los demás sitios). En verano, en coincidencia con el momento de mayores precipitaciones, se registró el mayor desarrollo algal epipélico. En invierno y primavera, las menores concentraciones de clorofila *a* fitobentónica y riqueza específica estarían reflejando los efectos de las obras hidráulicas realizadas en el Paraje el Destino; aunque en Guerrero no se registraron aumentos de turbidez o sólidos en suspensión, posiblemente por la presencia de la laguna. De acuerdo con Licursi y Gómez (2009), los efectos de la remoción de sedimentos incluyen tanto disturbios en el lecho del río como en la columna de agua; sin embargo, en este estudio no se observaron cambios en las concentraciones de nutrientes disueltos en el agua posteriores al disturbio, posiblemente por el tiempo transcurrido entre los muestreos.

Las velocidades de corriente relativamente altas registradas en Canal 15 se deben al gran volumen de agua transportada en forma constante por este canal hacia el mar, resultando en bajas velocidades de corriente y flujos mínimos en los sitios de la desembocadura, tal como fuera explicado por Conzonno *et al.* (2001). La similitud en la composición algal bentónica de Guerrero y del Canal 15 estaría evidenciando esta situación en que el canal 15 conduce la mayor parte del volumen de agua de la cuenca hacia el mar.

En la zona de la desembocadura, los sitios Canal 15, Canal Aliviador y Desembocadura presentan baja biomasa algal. En coincidencia con lo observado por Gómez *et al.* (2009) para el Río de la Plata, este escaso desarrollo fitobentónico puede deberse a la turbidez en el agua y a las cualidades del sustrato, con baja proporción de granulometría fina. Sin embargo, esta disminución en la biomasa algal no fue acompañado por menor riqueza de especies, ya que la comunidad en este sector de la cuenca pueden estar adaptada a las condiciones fluctuantes dadas por la acción marina, tal como fue señalado por Claps (1996) para la desembocadura del río Samborombón. En relación con la riqueza de especies del fitobenton en la desembocadura del río Salado, se destacan la presencia de la diatomea *Actinocyclus octonarius* (halobiónticas según Porter (2008)), así como *Coscinodiscus* spp., *Cyclotella meneghiniana*, *Gyrosigma terryanum* y *Nitzschia sigma* que fueron registradas en la desembocadura del río Samborombón (Claps, 1996) y del Río de La Plata (Gómez *et al.*, 2009).

En invierno, con temperaturas entre 7 y 12 °C, las diatomeas fueron más abundantes en gran parte de la cuenca; DeNicola (1996) establece que estas temperaturas favorecen a la mayoría de las diatomeas, aunque aclara que cada especie tiene su propio óptimo de temperatura. Sommer (1998) explica que la transparencia del agua también favorece el

desarrollo de las diatomeas en el fitoplancton; en coincidencia con esto en el invierno se registró la mayor transparencia en la mayoría de los sitios estudiados (a excepción de los sitios perturbados por las obras hidráulicas). El invierno fue el momento con mayores velocidades de corriente en la cuenca, por lo que el marcado desarrollo del fitobenton aún en invierno refleja que estos flujos no fueron suficientes para que predominara el lavado de los sedimentos, apoyando la observación que este estudio se realizó en un año con escasas precipitaciones en toda el área de la cuenca.

En relación con las escasas precipitaciones ocurridas en este período, fueron frecuentes los fenómenos de transporte y deposición, de acuerdo con la presencia en el fitobenton de algas de origen planctónico. Tomando en consideración lo expuesto por Allan y Castillo (2007) las velocidades de corriente registradas en la cuenca a lo largo del período estudiado fueron menores a las requeridas para permitir la erosión de sedimentos.

VII. Conclusiones

- ✓ La heterogeneidad entre los sitios de la cuenca conlleva a diferencias significativas entre las comunidades bentónicas. También estas comunidades siguen las diferencias temporales dadas por la estación climática y el calendario agrícola. A partir de los análisis estadísticos realizados con la clorofila *a* y los ensambles algales, se desprende que los factores que determinan el desarrollo algal bentónico en la cuenca del río Salado son: las concentraciones de sales disueltas en el agua y las de nutrientes, además de la luz que llega a los sedimentos, el tipo de sustrato, la naturaleza del cuerpo de agua lótico, la vinculación con cuerpos de agua lénticos y la estacionalidad climática.
- ✓ En coincidencia con lo observado en estudios previos realizados con las variables del agua en la cuenca para el período 1997-1999 (Neschuk, 2001; Gabellone *et al.*, 2005), los principales factores que definieron los patrones espacio-temporales del desarrollo del fitobenton en la cuenca fueron la temperatura como factor estacional, la salinidad (expresada como conductividad) como factor geomorfológico e indicador de la influencia de las obras hidráulicas realizadas y los nutrientes como indicadores del uso de la tierra.

- ✓ Este estudio, que incluye el análisis físico, químico y biológico (fitobenton) de los sedimentos de la cuenca, demuestra la importancia del análisis de los sedimentos para una interpretación más completa tanto del estudio a nivel de cuenca como a escalas más pequeñas de análisis.
- ✓ En relación con las obras hidráulicas, en este estudio se observó que sus efectos sobre el fitobenton dependen de la envergadura de la obra (escala espacial) y del tiempo transcurrido desde la ejecución de la misma (escala temporal). Las obras realizadas en forma puntual disminuyen la biomasa algal en respuesta a las alteraciones del flujo y la menor disponibilidad de luz durante la ejecución. En los canales artificiales de la cuenca superior, que fueron trazados décadas atrás, la biomasa algal actual del fitobenton es semejante al registrado en sectores no perturbados por obras, con una biota algal bentónica adaptada a las condiciones del agua circundante.
- ✓ Por todo lo expuesto se concluye que el fitobenton de la cuenca del río Salado puede considerarse como un buen indicador biológico para este sistema.

Capítulo 4

ANÁLISIS DE UN SECTOR DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO SUJETO A LA EJECUCIÓN DE OBRAS HIDRÁULICAS

ANÁLISIS DE UN SECTOR DE LA CUENCA DEL RÍO SALADO SUJETO A LA EJECUCIÓN DE OBRAS HIDRÁULICAS

I. Introducción. Hipótesis y objetivos

La Región del Noroeste de la provincia de Buenos Aires no cuenta con una red natural de drenaje de agua superficial. La principal característica topográfica del paisaje la constituyen las dunas de arena. Estas dunas (ya sean longitudinales, parabólicas o transversales) impiden el drenaje de las aguas, provocando que se almacenen en la superficie por períodos muy prolongados en las épocas de mayores precipitaciones (PMCRS, 1999).

Como resultado de esta situación, después de las inundaciones de los años 1987-88, se ha desarrollado un sistema de canales para evacuar el exceso de agua desde el noroeste. El Canal Jaureche / Mercante / República de Italia conecta la Laguna El Hinojo / Las Tunas con el río Salado cerca de la localidad de Bragado. El sistema del Canal San Emilio también drena hacia el río Salado cerca de Bragado, desde las localidades de Los Toldos y Lincoln (PMCRS, 1999). Por lo tanto estos canales son obras hidráulicas de gran envergadura y perdurables en el tiempo que modifican sustancialmente la red de drenaje del río Salado, creando una conexión con la pampa arenosa y transportando compuestos orgánicos e inorgánicos. En esta región las aguas subterráneas tienen elevado contenido de sales (hasta 30 g/L) en la mayor parte del área (González, 2005). Los estudios realizados por el PMCRS (1999) concluyen que debido a los canales trazados en el noroeste, “la consecuencia del mayor drenaje y descargas rápidas podría ser un mayor transporte de sales provenientes de las aguas subterráneas, pudiendo causar perturbaciones ecológicas en los hábitats acuáticos aguas abajo y riesgos de salinización en algunas subregiones de la cuenca del río Salado”.

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, el sector del noroeste de la cuenca del río Salado es un sistema complejo compuesto por una secuencia de canales artificiales intercalados con lagunas, con variaciones de origen antrópico de la conductividad y la concentración de nutrientes.

En una menor escala, en las cercanías de la localidad de Bragado estuvieron en ejecución durante los años 2008-2010 obras hidráulicas contenidas en el PMCRS que incluyeron: remodelación de canales, adecuación de tramos del río Salado y adecuación de la capacidad de lagunas de la zona mediante dragado de los sedimentos (Nancy Neschuk, com. pers.).

Las comunidades bentónicas pueden ser afectadas por la movilización de los sedimentos (Stevenson, 1996b), ya sea debido a obras hidráulicas (Dos Santos *et al.*, 2011), como al lavado o sedimentación de materiales como resultado de los procesos de erosión/sedimentación producidos naturalmente por efecto de las precipitaciones (Dos Santos *et al.*, 2010; 2012a; 2012b). Las precipitaciones pueden provocar aumentos en la velocidad de la corriente con el consiguiente incremento del poder erosivo, efecto de resuspensión de partículas y ulterior aumento de la turbidez; en caso contrario, en momentos de estiaje, predominarán la baja velocidad de la corriente y fenómenos de sedimentación.

A su vez, debido a que el epipelon refleja tanto condiciones ambientales anteriores (Cazaubon, 1991) o históricas de la dinámica de un sistema (Law *et al.*, 2014) como así también reacciona con celeridad a perturbaciones ambientales inmediatas (Licursi y Gómez, 2003), la presencia y abundancia de los taxa algales presentes pueden servir como indicadores de estas situaciones.

Las **hipótesis** planteadas en el análisis de este sector de la cuenca del río Salado son:

- la resolubilización de sales y su incorporación a un cuerpo de agua modifica la biomasa, abundancia y composición del fitobenton que en él habita
- la movilización de los sedimentos debido a la ejecución de obras hidráulicas genera perturbaciones que afectan a la comunidad epipélica
- los procesos de erosión/sedimentación derivados del efecto de las precipitaciones producen cambios en la estructura y composición de la comunidad epipélica

Los **objetivos** son:

- conocer los efectos sobre el fitobenton del aporte de sales al río Salado ocasionado por los canales que vinculan a la pampa arenosa con el curso principal.
- analizar el efecto de las lagunas en la dilución de sales y su relación con el fitobenton.
- analizar los cambios en la biomasa y estructura del fitobenton en relación a la movilización de sedimentos, ya sea de origen antrópico como es la ejecución de obras hidráulicas, o de origen natural como el efecto de las precipitaciones.

II. Diseño del muestreo

Tomando en consideración los patrones de precipitaciones en el área estudiada y la ejecución de obras hidráulicas en las cercanías de la localidad de Bragado, se realizaron dos muestreos para evaluar los aportes dados por los canales en este sector y analizar dos etapas en la ejecución de obras particulares que involucran la remoción de sedimentos. Para ello se eligieron dos momentos contrastantes en el régimen de lluvias, de acuerdo con las series históricas climáticas. A partir de las series de datos de precipitaciones mensuales obtenidas para localidades de este sector de la cuenca del río Salado (que fueron presentadas en el capítulo anterior), se utilizaron los datos de la localidad de 9 de Julio por tener series más extensas. Utilizando los datos del período 1970-2005, se observa que en esta zona las precipitaciones mínimas se producen en invierno y las máximas en general en el verano (Fig. 1).

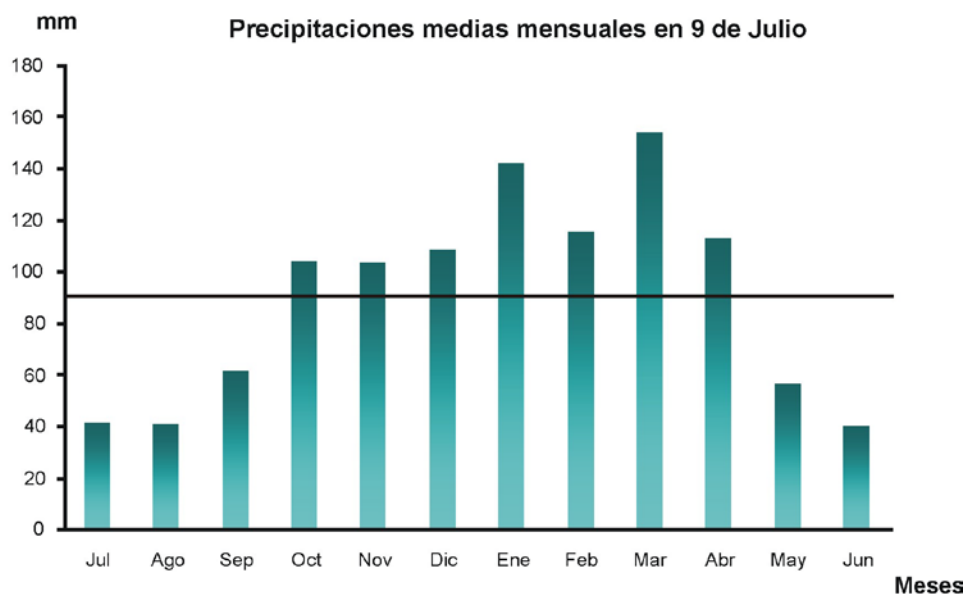


Figura 1. Precipitaciones medias mensuales en la localidad de 9 de Julio; desde el año 1970 a 2005. La línea horizontal indica la precipitación media (90 mm).

En relación con los patrones de pluviosidad, se eligió realizar un primer muestreo al comienzo de la primavera (septiembre) por representar el acumulado del período de precipitaciones menores a la media anual. Un segundo muestreo se previó para el comienzo del otoño (marzo) por incorporar el período lluvioso (Fig. 1). Los muestreos se realizaron en septiembre 2009 y marzo 2010.

Las fechas elegidas también tuvieron en consideración el testeo de la ejecución de obras hidráulicas menores realizadas en el período 2009-2010. Durante el muestreo de septiembre de 2009 se encontraban en ejecución tareas de redireccionamiento del flujo (o “by pass”) en el Canal de Vinculación, como parte de proyectos, tales como: readecuación del Arroyo Saladillo, adecuación de los canales de Vinculación y del Este, y dragado de la laguna municipal de Bragado (Nancy Neschuk, com. pers.). Según el cronograma de obras, éstas deberían estar finalizadas para marzo 2010 (Nancy Neschuk, com. pers.) por lo cual se programó para dicha fecha el segundo muestreo

III. Selección de los sitios de muestreo

Se establecieron siete sitios de muestreo: tres en ambientes lóticos naturales (R42, RAS y RAL) y cuatro en canales (CM, CV-I, CV- II y CE) (Fig. 2). Los sitios CM (Canal Mercante), CV (Canal de Vinculación) y RAS (Arroyo Saladillo) coinciden con los utilizados para el análisis extensivo.

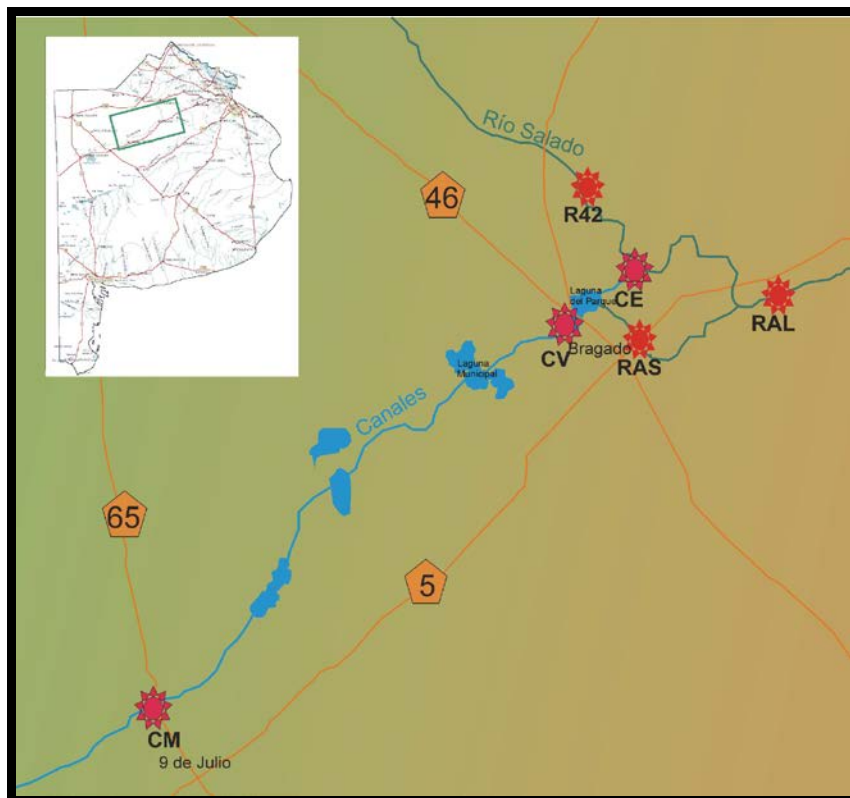


Figura 2. Detalle de la zona de estudio, en el noroeste de la Provincia de Buenos Aires. R42, RAS y RAL: sitios de muestreo del río y tributario, CM, CV (que incluye a CV-I y CV-II) y CE: sitios de muestreo en canales.

El sitio **CM (Canal Mercante)** se ubica en la intersección del canal con la ruta provincial Nº 65, cercano a la ciudad de 9 de Julio. El canal Mercante conecta la Pampa Arenosa con el río Salado, transportando agua con elevada conductividad (Fig. 3).



Figura 3. Sitio de muestreo CM. Canal Mercante.

El sitio **CV (Canal de Vinculación)** se ubica en la intersección del canal de Vinculación con la ruta provincial Nº 46. Este canal conecta a la laguna Municipal con la laguna del Parque, situada aguas abajo, ambas en el partido de Bragado (Fig. 4).

Este sitio fue seleccionado por:

- representar un sistema de canal entre lagunas; fue analizado con el fin de comprobar el efecto atenuador que puedan tener las lagunas respecto a la salinidad proveniente de aguas arriba y su posible efecto sobre la comunidad algal de los sedimentos.
- representar el sitio de ejecución de obras hidráulicas que incluyen principalmente la remoción de sedimentos y la alteración del flujo natural en el cauce; fue analizado con el fin de estudiar puntualmente su efecto sobre el fitobenton.

En este sitio se muestrearon en el sedimento dos sectores (**I y II**), debido a las variaciones en el curso producidas por la ejecución de dichas obras hidráulicas.

CV-I está ubicado sobre la margen derecha del cauce y corresponde a una zona remansada. CV-II se ubica sobre la margen izquierda del cauce y está aguas abajo de un *bypass*, por lo que el flujo de agua en ese punto es mayor al del sitio CV-I.

Las muestras de agua se tomaron unos metros aguas arriba de ambos sitios, precisamente desde donde fue tomada la foto (Fig. 4).

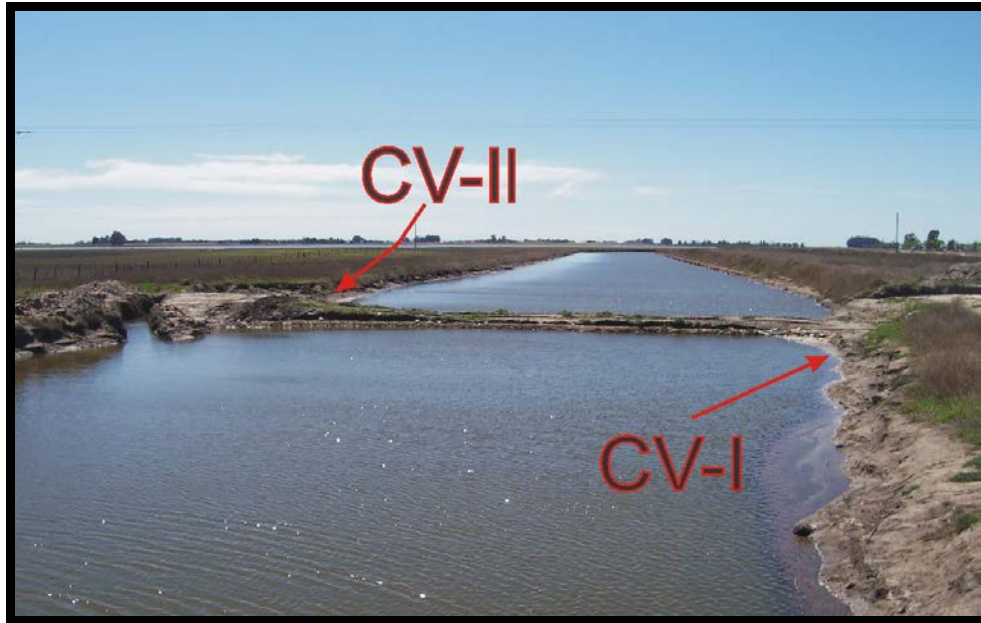


Figura 4. Sitio de muestreo CV. Canal de Vinculación

El sitio **CE (Canal del Este)** está ubicado sobre el canal en las cercanías de la localidad de Mechita, al este de la ciudad de Bragado. Este canal tiene una longitud aproximada de 7 km. y posee una compuerta para regular el nivel de la laguna del Parque, a la que conecta en forma directa con el río Salado (Fig. 5).



Figura 5. Sitio de muestreo CE. Canal del Este

El sitio **R42 (Ruta 42)** es un sitio del río Salado ubicado en su intersección con la ruta Nº 42. Este punto representa al río en su sector de cabeceras, previo a la desembocadura de los canales (Fig. 6).



Figura 6. Sitio de muestreo R42. Ruta 42

El sitio **RAS (Arroyo Saladillo)** está ubicado en la intersección del curso del arroyo Saladillo con la ruta nacional Nº 5. El Arroyo Saladillo es un efluente natural de la laguna del Parque y también posee una compuerta para regular el nivel de dicha laguna. En ambos márgenes del cauce se observaron pisadas y heces vacunas. Asimismo aguas arriba de este sitio se descargan los efluentes cloacales de la ciudad de Bragado (Fig. 7).



Figura 7. Sitio de muestreo RAS. Arroyo Saladillo

El sitio **RAL (Alberti)** se ubica en las cercanías de la localidad de Alberti. Este punto de muestreo sobre el río Salado se encuentra aguas abajo del sector de cabeceras del río (R42), luego de la confluencia con el arroyo Saladillo (RAS) y del Canal del Este (Fig. 8).



Figura 8. Sitio de muestreo RAL. Río Salado cercano a la localidad de Alberti.

IV. Materiales y métodos

Se obtuvieron datos de precipitaciones diarias de la localidad de 9 de Julio y semanales de la localidad de Bragado del Sistema integrado de información agropecuaria del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca, Presidencia de la Nación (<http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-tema/agrometeorologia>).

Se calcularon las precipitaciones medias mensuales correspondientes al período 1970-2010 de la localidad de 9 de Julio y se aplicó a esta serie de lluvias el Índice de Fournier modificado por Arnoldus, realizándose su evaluación según el IFM para Latinoamérica (Besteiro *et al.*, 2009).

Con los datos obtenidos de las precipitaciones de 9 de Julio y Bragado, se calcularon las precipitaciones mensuales correspondientes al período 2009-2010 para ambas localidades, así como las precipitaciones acumuladas y los días sin lluvia previos a cada fecha de muestreo.

En cada uno de los momentos de muestreo, se midieron las siguientes variables en el agua: temperatura, pH, conductividad, turbidez y concentración de oxígeno disuelto utilizando un sensor múltiple Horiba U-10 y un oxímetro YSI; la velocidad de corriente fue medida con un correntímetro; la transparencia del agua con un disco de Secchi y la luz incidente con un luxímetro. En laboratorio se determinaron las concentraciones de clorofila *a* del fitoplancton utilizando el método de Lorenzen (1967) y de los nutrientes: amonio (NH_4^+), nitratos y nitritos

($\text{NO}_3^{2-} + \text{NO}_2^-$), nitrógeno total (NT), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT); así como de sólidos en suspensión y materia orgánica en el agua, tal como fue explicado en el capítulo anterior, siguiendo las metodologías propuestas en APHA (1995).

En cada sitio de muestreo se colectaron réplicas de sedimento superficial, siguiendo la metodología realizada para el muestreo extensivo de la cuenca. Mediante el uso de minicorers de $1,327 \text{ cm}^2$ se colectaron cinco réplicas (Biggs & Price, 1987) de sedimento para la identificación de la flora algal; cada réplica se colocó en un frasco con 15 ml de agua corriente con solución de formol al 5%. Simultáneamente, mediante la utilización de corers de $6,15 \text{ cm}^2$ y 1,2 cm de profundidad se obtuvieron cinco réplicas para el análisis de clorofila *a* del fitobenton y otras cinco réplicas para estimación de la materia orgánica (MO) y del fósforo total (PT) en el sedimento (excepcionalmente, por problemas metodológicos, en el sitio CV II en el muestreo de septiembre, se colectaron sólo dos réplicas para análisis de clorofila *a* y dos para MO y TP). Consecuentemente con el objetivo de este trabajo, los talos de las macroalgas observables a simple vista, debido a su tamaño, no fueron incluidos en el muestreo con minicorers, sino la información incorporada sobre su presencia, cobertura y distribución espacial en las planillas de campo.

En el laboratorio se obtuvieron las variables del sedimento siguiendo la misma metodología descrita en el análisis extensivo de la cuenca, con la diferencia que cada réplica entera fue destinada a un análisis. Se midieron el fósforo total (PT) según la metodología propuesta por Andersen (1979) y la concentración de materia orgánica mediante el secado en estufa a 60°C para obtener el peso seco (PS) y posterior muflado durante 4 horas a 550°C para obtener el peso seco libre de cenizas (PSLC) y calcular el contenido de materia orgánica (MO) (Aboal et al., 1994). La concentración de clorofila *a* del fitobenton fue estimada mediante el agregado de acetona 90 % a cada réplica de sedimento y posterior lectura de pigmentos al espectrofotómetro, siguiendo el método de Lorenzen (1967) con la modificación propuesta por Varela (1981).

Previo al análisis cuantitativo del fitobenton se realizó una primera inspección visual de la muestra para determinar el volumen de concentración o dilución requerido (Acker, 2002). El conteo se realizó sobre volúmenes de 50 microlitros tomados de la alícuota homogeneizada y colocados entre portaobjetos y cubreobjetos de $1.8 \times 1.8 \text{ cm}$ (Semina, 1978). Se utilizaron diferentes aumentos (100x y 400x) para la contabilización de organismos de diferentes tamaños (Semina, 1978). El número de campos contados estuvo determinado por el área mínima (Modenutti y Balseiro, 1995). El número de algas se expresó tanto en células como en individuos. En este último caso se consideró a los organismos coloniales y filamentosos como

un individuo, para lo cual se estableció una “unidad de conteo natural” (Acker, 2002), que es el número de células mínimo en una colonia o la longitud promedio de filamento (O’ Farrel, 1993) a partir del cual se contabiliza un organismo. Se registraron exclusivamente los organismos viables, tal como fue descrito en el capítulo anterior.

La identificación y determinación de los taxa se realizó mediante la consulta de la bibliografía específica de cada grupo. En el caso de las diatomeas, la identificación involucró el tratamiento para visualizar las estructuras del frústulo, y la observación al microscopio electrónico de barrido, tal como fue explicado en el capítulo anterior.

En cada uno de los sitios estudiados se calcularon la riqueza específica, el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la equitabilidad (Margalef, 1983) y la abundancia algal a partir del conteo del número de individuos, y esta última también a partir de la cuantificación de células.

Se recopiló información bibliográfica para conocer las preferencias ecológicas de los taxa encontrados en el fitobenton utilizando los criterios de trofia, saprobiedad, salinidad, tolerancia a enriquecimiento orgánico y por nutrientes, y forma de vida (planctónicos o bentónicos). La bibliografía consultada fue: Denys (1991/92), Krammer y Lange- Bertalot (1986, 1988, 1991a, 1991b), Komárek y Anagnostidis (1998, 2005), Komárek y Fott (1983), Majewska *et al.* (2013), Porter (2008), Van Dam *et al.* (1994).

Análisis estadísticos

Se testearon las diferencias entre los sitios y las fechas de muestreo para variables del agua y de los sedimentos a través de análisis de la varianza con dos factores seguido de test de Tukey post-hoc. Siguiendo el mismo criterio descrito en el capítulo anterior, las variables: turbidez, amonio y NT del agua, PT de los sedimentos, clorofila *a* del fitoplancton y del fitobenton, y feofitina de los sedimentos fueron transformadas a \log_{10} ; mientras que velocidad de corriente, conductividad, PT y nitratos del agua fueron transformadas a la raíz cuadrada. La normalidad de las variables se verificó con el test de Kolmogorov-Smirnov y la homocedasticidad de la varianza con el test de Levene (Legendre y Legendre, 1983). Se analizó la existencia de diferencias entre los sitios y las fechas de muestreo con análisis de la varianza y de Kruskal-Wallis (Legendre y Legendre, 1983).

Se realizó un Análisis de Componentes Principales con las variables físico-químicas del agua a partir de una matriz de correlación y utilizando el programa MVSP.

Se realizaron Análisis Discriminantes con el objeto de observar agrupamientos de los sitios dados por las variables físico-químicas del agua y por variables de los sedimentos. Este agrupamiento de sitios se realizó en relación con: 1) los aportes de sales desde la Pampa arenosa y el efecto atenuador de las mismas dado por las lagunas, 2) las obras hidráulicas en ejecución y 3) las diferencias en el tipo de cuerpo de agua lótico (río/canal).

Se realizaron correlaciones lineales simples entre variables físico-químicas del agua y de los sedimentos (materia orgánica, fósforo total, clorofila *a*, feofitina, riqueza de especies, riqueza de diatomeas, abundancia de individuos y abundancia de células) con el objeto de encontrar relaciones.

Para examinar la relación entre las variables ambientales y los ensamblajes algales, se utilizó una matriz que fue confeccionada excluyendo a los taxa raros (eliminando a más del 65%, que fueron los taxa cuantificados con una frecuencia menor al 20% y abundancia menor al 5%), para minimizar los efectos de un gran número de ceros e interpretaciones dudosas (Legendre y Legendre, 1983). Utilizando esta matriz de datos con la abundancia algal, se realizaron:

- Análisis de Escalamiento Multidimensional (MDS) y de similaridad (ANOSIM) para comprobar diferencias en la composición algal en relación con los momentos estudiados, el tipo de cuerpo lótico muestreado y con diferentes concentraciones de algunas variables, utilizando para este análisis la distancia Bray-Curtis.

- Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) para determinar la influencia de las variables ambientales en la distribución de especies epipélicas. La distancia entre muestras fue determinada usando escala de Hill. La significancia estadística de las variables ambientales predictoras sobre el primer eje de ordenación se siguió con permutaciones de Monte Carlo. Las variables con factor de inflación mayor a 15 fueron excluidas del análisis (ter Braak, 1995).

V. Resultados

Las precipitaciones anuales analizadas para el período 1970-2010 en la localidad de 9 de Julio, resultan en una tendencia ligeramente descendente (Fig. 9). Una estimación de la cantidad de sedimentos arrastrados por escorrentía superficial puede obtenerse a partir del Índice de Fournier modificado por Arnoldus, que relaciona las precipitaciones mensuales con las anuales y constituye una aproximación rápida al establecimiento de un factor de agresividad o grado de erosividad de la lluvia (Besteiro y Delgado, 2011). Para este período, el

Índice de Fournier modificado por Arnoldus alcanza un valor de 104 en la localidad de 9 de Julio, que representa un grado de erosividad moderada para este sector. Siguiendo la clasificación del IFM para Latinoamérica (Besteiro y Delgado, 2011), la aplicación de este índice para las precipitaciones del año 2009 resulta también en un potencial erosivo moderado, mientras que en el año 2010 las precipitaciones representan una erosividad baja (valores del índice de 119 y 73, respectivamente).

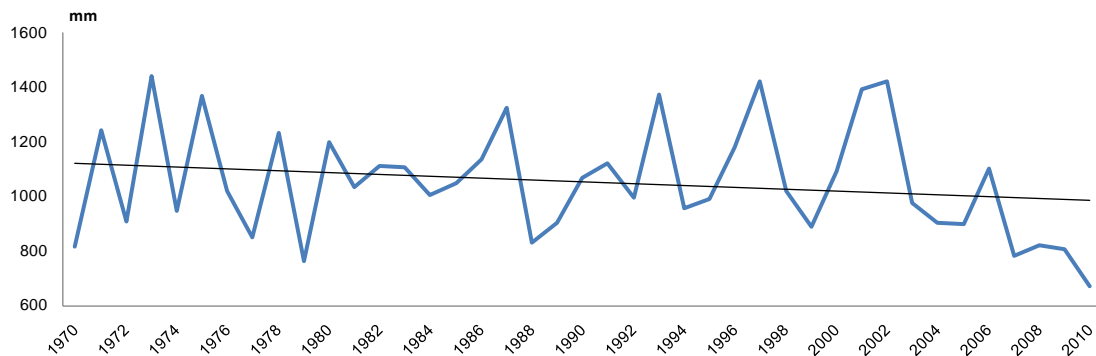


Figura 9. Valores de precipitaciones acumuladas anuales en 9 de Julio para el período 1970-2010, incluyendo línea de tendencia.

Según se observa en la Figura 10, las lluvias producidas en los meses anteriores a septiembre de 2009 fueron menores a la media tal como se esperaba, pero las precipitaciones ocurridas durante dicho mes en 9 de Julio y Bragado superaron el nivel de las precipitaciones medias de esa zona. En septiembre las precipitaciones fueron de baja intensidad y con una frecuencia de 3 a 4 días, resultando en un promedio mensual mayor al esperado para ese mes.

En cuanto al muestreo de marzo de 2010, las precipitaciones ocurridas durante la época estival previa fueron elevadas cumpliendo con lo esperado (Fig. 10), pero las precipitaciones del mes fueron bajas y estuvieron concentradas en la segunda quincena del mes, es decir en los días posteriores al muestreo del 16 de marzo, por lo que éste fue efectuado luego de más de 20 días sin precipitaciones (Tabla 1).

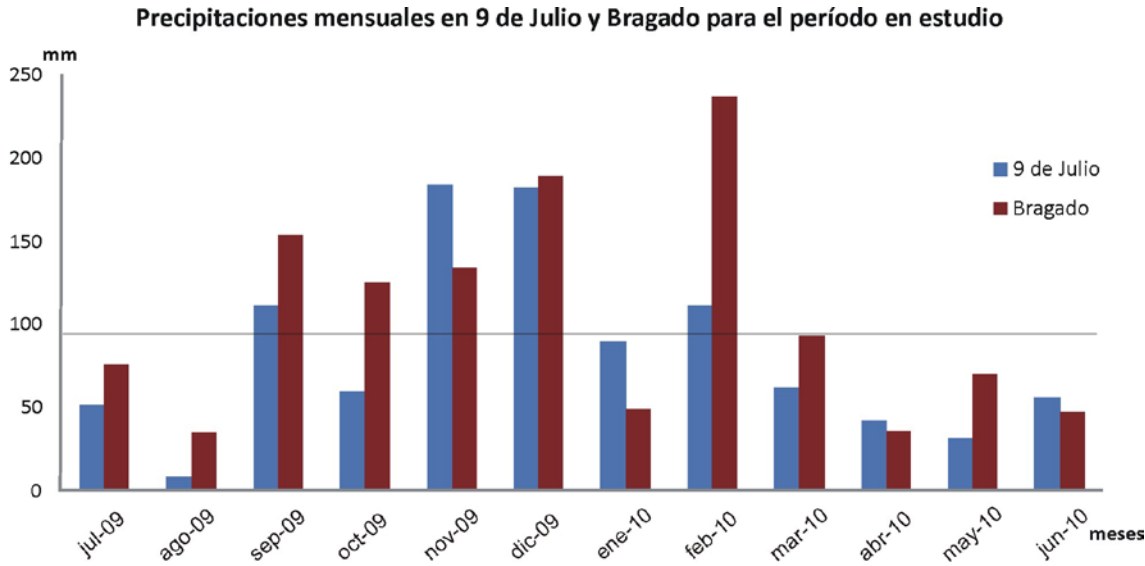


Figura 10. Precipitaciones mensuales registradas en las localidades de 9 de Julio y Bragado en el período julio 2009 – junio 2010. La línea horizontal indica las precipitaciones medias (90 mm) en 9 de Julio calculadas para el período 1970-2005.

Tabla 1. Precipitaciones acumuladas en diferentes periodos de tiempo y días sin lluvia previos a los momentos de muestreo, en 9 de Julio y Bragado.

Muestreo	Períodos de tiempo	9 de Julio	Bragado
20/09/2009	Dos meses antes del muestreo (mm)	104	165
	Un mes antes del muestreo (mm)	71	160
	Días sin lluvia previo al muestreo	3	4
16/03/2010	Dos meses antes del muestreo (mm)	149	286
	Un mes antes del muestreo (mm)	46	85
	Días sin lluvia previo al muestreo	22	26

De las variables físico-químicas estudiadas, la temperatura y la altura hidrométrica resultaron con diferencias temporales significativas, en relación con las fechas de los muestreos, que se realizaron a finales de invierno y finales de verano y bajo dos regímenes de lluvia diferentes (Tabla 2).

Tabla 2. Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) de características del agua y luz incidente en superficie en cada fecha de muestreo, incluyendo la información de las variables que debieron ser transformadas para alcanzar la normalidad y el valor de p resultante del ANOVA. Se destacan en color rojo los valores de p correspondientes a las variables con diferencias significativas.

	Septiembre2009	Marzo 2010	n	transformación	p
Temperatura agua(°C)	16 (2)	20 (1)	12	NO	0,003
pH	9 (0)	9 (0)	12	NO	0,256
Oxígeno disuelto (mg/L)	11 (5)	9 (4)	12	NO	0,593
% saturación oxígeno disuelto	113 (46)	107 (49)	12	NO	0,855
Luz ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)	741(369)	953(1162)	10	raíz	0,681
Turbidez (NTU)	175 (95)	245 (370)	12	log	0,686
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	6830 (4824)	7465 (7049)	12	raíz	0,792
Variación altura hidrométrica (cm)	5 (12)	58 (54)	12	NO	0,04
Transparencia (cm)	36 (20)	33 (13)	12	NO	0,65
Velocidad corriente (m/s)	0,14 (0)	0,24 (0)	12	raíz	0,557
Sólidos en suspensión (mg/L)	67 (42)	67 (46)	12	NO	0,982
Materia orgánica (mg/ L)	30 (17)	26 (14)	12	NO	0,773
Materia orgánica disuelta (mg/ L)	0,03 (0)	0,05 (0)	12	NO	0,110
Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$)	4 (8)	38 (54)	12	log	0,098
Fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$)	1468 (1297)	1092 (941)	12	raíz	0,269
Fósforo reactivo soluble ($\mu\text{g}/\text{L}$)	588 (610)	612 (419)	12	NO	0,897
Nitratos + nitritos ($\mu\text{g}/\text{L}$)	107 (119)	82 (10)	12	raíz	0,921
Amonio ($\mu\text{g}/\text{L}$)	778 (1865)	308 (443)	12	log	0,225
Nitrógeno total (mg/L)	5 (4)	5 (5)	12	log	0,794

En cuanto a las diferencias espaciales, en CM se registraron los menores valores de turbidez y PRS promedio (Tabla 3). La conductividad resultó en mayores concentraciones en CM (Fig. 11).

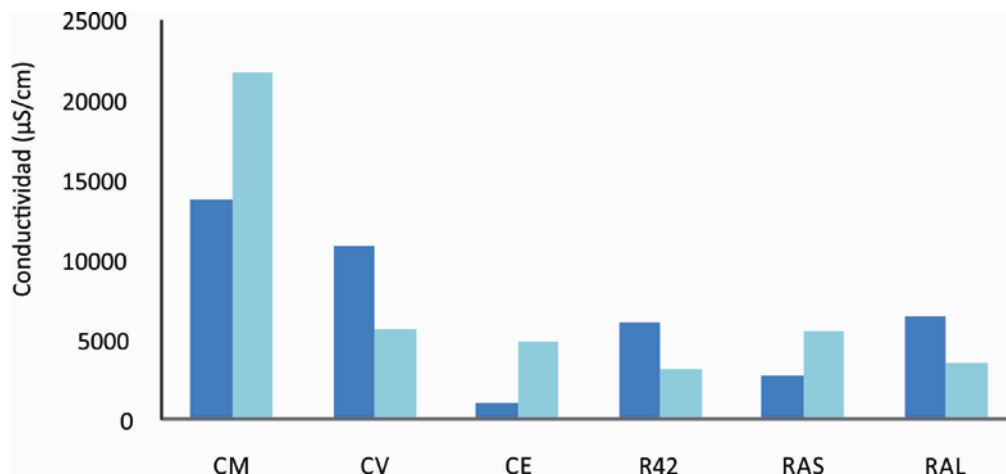


Figura 11. Conductividad en cada sitio y momento estudiados (barras azules: septiembre 2009, celestes: marzo 2010).

Tabla 3: Promedio de de características del agua y luz incidente en superficie en cada sitio de muestreo y el valor de p resultante del ANOVA, donde se destacan en color rojo aquellas variables con diferencias significativas ($n: 12$).

	CM	CV	CE	R42	RAS	RAL	p
Temperatura agua(°C)	18	17	18	20	19	18	0,59
pH	9,0	9,0	9,2	9,1	8,6	8,9	0,036
Oxígeno disuelto (mg/L)	11	10	8	13	7	11	0,882
% saturación oxígeno disuelto	124	106	94	142	77	117	0,888
Luz ($\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$)	1601	371	855	577	745	540	0,654
Turbidez (NTU)	96	627	120	122	138	157	0,598
Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	17750	8300	2995	4630	4175	5035	0,08
variación altura hidrométrica (cm)	16	0	55	50	15	54	0,839
Transparencia (cm)	41	23	40	55	17	31	0,217
Velocidad corriente (m/s)	0,01	0,01	0,03	0,51	0,17	0,41	0,103
Sólidos en suspensión (mg/l)	69	97	66	59	36	76	0,918
Materia orgánica (mg/ L)	27	33	26	29	22	30	0,996
Materia orgánica disuelta	0,02	0,04	0,04	0,04	0,05	0,05	0,595
Clorofila a ($\mu\text{g}/\text{L}$)	71,9	13,8	20,0	2,3	7,0	11,1	0,94
Fósforo total ($\mu\text{g}/\text{L}$)	458	588	556	1406	3363	1309	0,009
Fósforo reactivo soluble ($\mu\text{g}/\text{L}$)	89	282	322	752	1405	750	0,045
Nitratos + nitritos ($\mu\text{g}/\text{L}$)	41	41	118	94	70	202	0,453
Amonio ($\mu\text{g}/\text{L}$)	184	31	57	40	2328	616	0,591
Nitrógeno total (mg/L)	3,4	3,3	2,8	4,0	13,6	4,2	0,195

En CV, el sitio donde se encontraban en ejecución obras hidráulicas, se registraron valores promedio notoriamente mayores de sólidos en suspensión y turbidez (Tabla 3), destacándose el muestreo de marzo donde se registró el mayor valor de turbidez para el sector (Fig. 12).

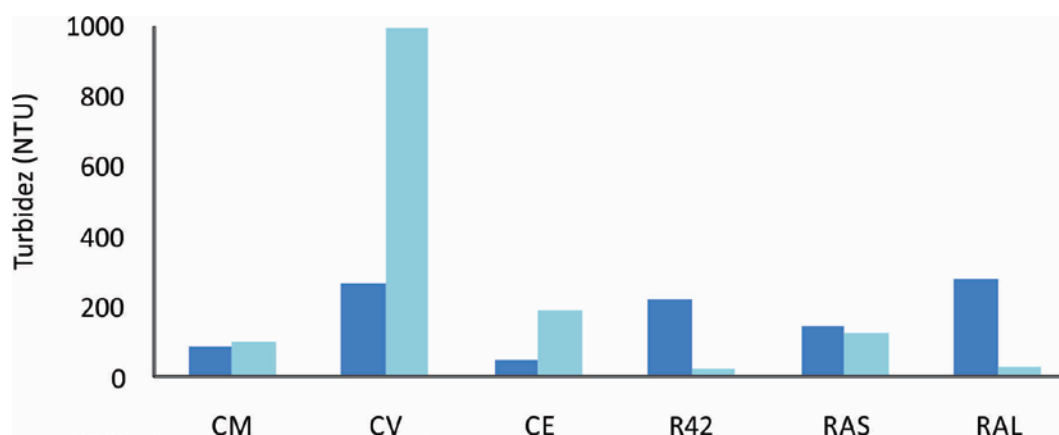


Figura 12. Turbidez en cada sitio y momento estudiados (barras azules: septiembre 2009, celestes: marzo 2010).

En CE la conductividad promedio fue la menor de todos los sitios estudiados (Tabla 3) y los valores de sólidos en suspensión y turbidez fueron menores a los registrados en el sitio ubicado aguas arriba (Tabla 3).

En los sitios de canales se registraron en marzo mayores concentraciones de clorofila *a* fitoplanctónica, de sólidos en suspensión (Tabla 4) y de materia orgánica (Fig. 13).

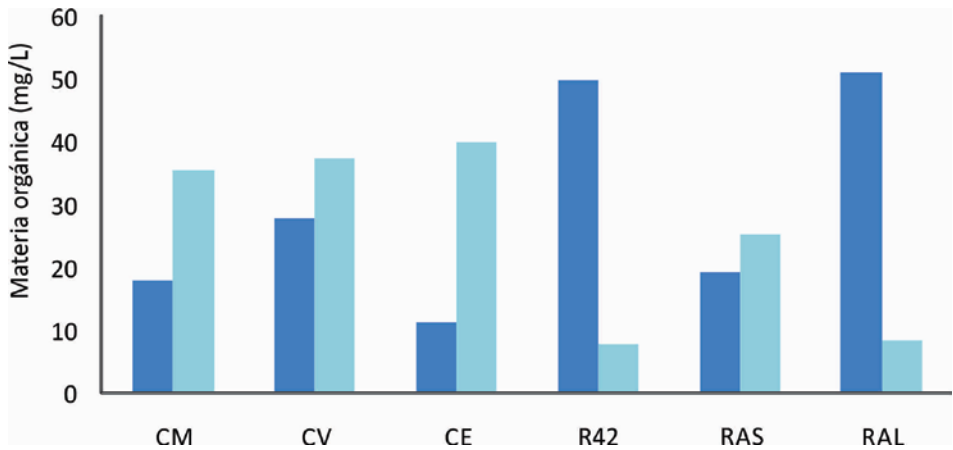


Figura 13. Materia orgánica en cada sitio y momento estudiados (barras azules: septiembre 2009, celestes: marzo 2010).

Los sitios ubicados aguas abajo de lagunas (CE y RAS) presentan los menores valores de sólidos en suspensión (Tabla 4) y materia orgánica (Fig. 13) registrados en septiembre.

Tabla 4: Concentración de sólidos en suspensión y de clorofila *a* fitoplanctónica en cada sitio y fecha estudiados

muestreo		CM	CV	CE	R42	RAS	RAL
Sólidos en suspensión (mg/l)	Septiembre 2009	43	77	16	101	37	125
	Marzo 2010	94	117	115	16	36	27
Clorofila <i>a</i> (µg/L)	Septiembre 2009	0	0	0	0	7	19
	Marzo 2010	144	28	40	5	7	4

Asimismo, en estos sitios la velocidad de corriente fue mayor en septiembre respecto a marzo, a diferencia de lo que ocurrió en los otros sitios analizados, en que no varió o fue menor. En los sitios de río la velocidad de corriente fue mayor que en los canales, alcanzando valores de 0,78 m/s en R42 en marzo; contrariamente en los canales no superaron los 0,04 m/s (Fig. 14). La altura hidrométrica varió mínimamente en los canales y aumentó 0,50 m en los sectores de río, a excepción de CE y RAS.

En cuanto a las concentraciones de nutrientes, se destaca el sitio RAS por presentar los mayores valores de PRS, PT y NT en ambas fechas estudiadas (Tabla 3).

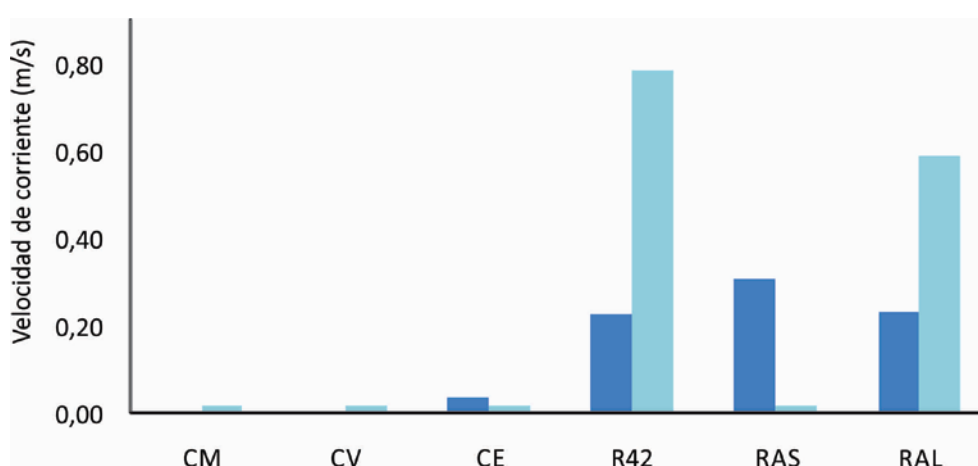


Figura 14. Velocidad de corriente en cada sitio y momento estudiados (barras azules: septiembre 2009, celestes: marzo 2010).

Se realizó un **Análisis de Componentes Principales** con las variables físico-químicas del agua analizadas; aunque no se incluyeron: luz (por falta de datos), % saturación de oxígeno (por estar fuertemente correlacionado con el oxígeno disuelto), sólidos en suspensión (por estar altamente correlacionada con la materia orgánica particulada) y fósforo total (por estar fuertemente correlacionada con el fósforo reactivo soluble) (ANEXO Tabla 1).

En este análisis los dos primeros ejes explican el 47% de la variabilidad (ANEXO Tabla 2). El primer componente (28% de la varianza total), está definido positivamente por el pH y negativamente por los nutrientes. Este componente separa a sitios de canal en sep-09 con mayores valores de pH del sitio RAS caracterizado por las mayores concentraciones de nutrientes (Fig. 15).

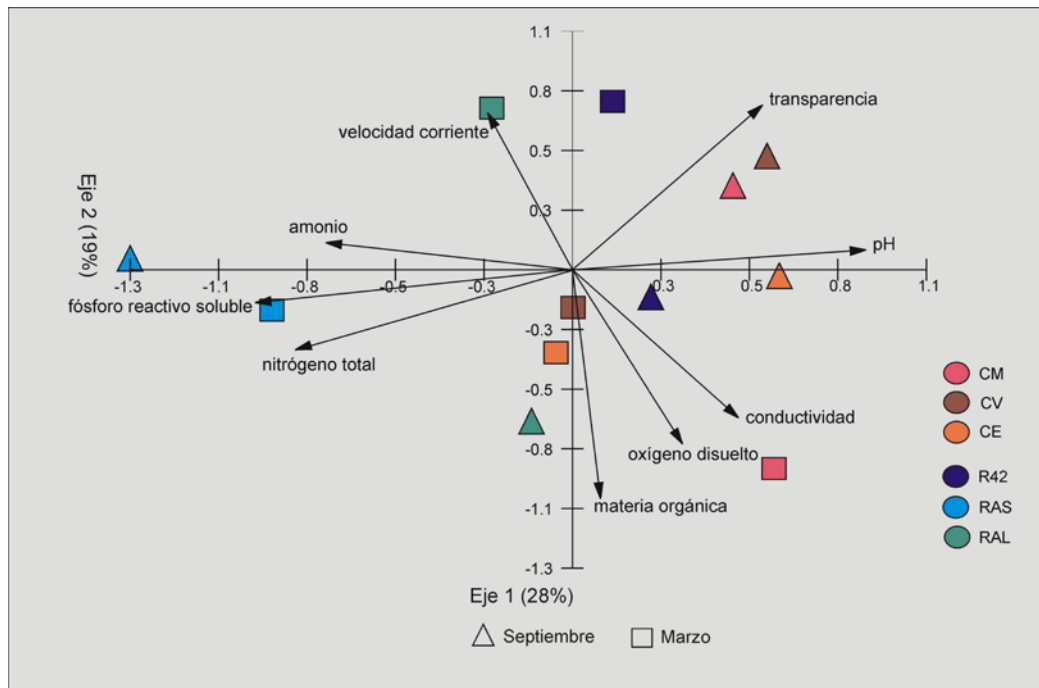


Figura 15: Representación bidimensional del análisis de componentes principales realizado con las variables físico-químicas de agua en los sitios y momentos estudiados. Referencias: CM= Canal Mercante, CV= Canal de Vinculación, CE= Canal del Este, R42= Ruta 42, RAS= Arroyo Saladillo, RAL= Alberti; los triángulos corresponden a septiembre y los cuadrados a marzo.

El segundo componente (con el 19% de la varianza total) está definido por velocidad de corriente y transparencia en forma positiva, y negativamente por materia orgánica y oxígeno disuelto principalmente. Este eje separa temporalmente a los otros dos sitios de río (R42 y RAL), con mayores concentraciones de materia orgánica en septiembre y mayor velocidad de corriente y transparencia en marzo (Fig. 15).

Para el **análisis discriminante realizado considerando el aporte de sales**, se agruparon los sitios en cuatro: a-sitio que aporta sales proveniente de la Pampa arenosa (CM), b- sitio ubicado aguas abajo de una laguna (CV), c- sitios ubicados aguas abajo de dos lagunas (CE y RAS), d- sitios que no reciben directamente los aportes de la Pampa arenosa (R42 y RAL).

Este análisis resultó en una función altamente significativa ($p=0,000$) que explicó el 99,5% de la varianza de las características físico-químicas del agua. Las variables mejor correlacionadas para el eje 1 fueron: conductividad, velocidad de corriente y turbidez (ANEXO Tabla 3).

Las muestras con mayor conductividad pertenecen a CM y CV; mientras que los sitios ubicados aguas abajo de dos lagunas o que no reciben aportes directos de la Pampa Arenosa presentan menores valores de conductividad y también mayor velocidad de corriente (Fig.16).

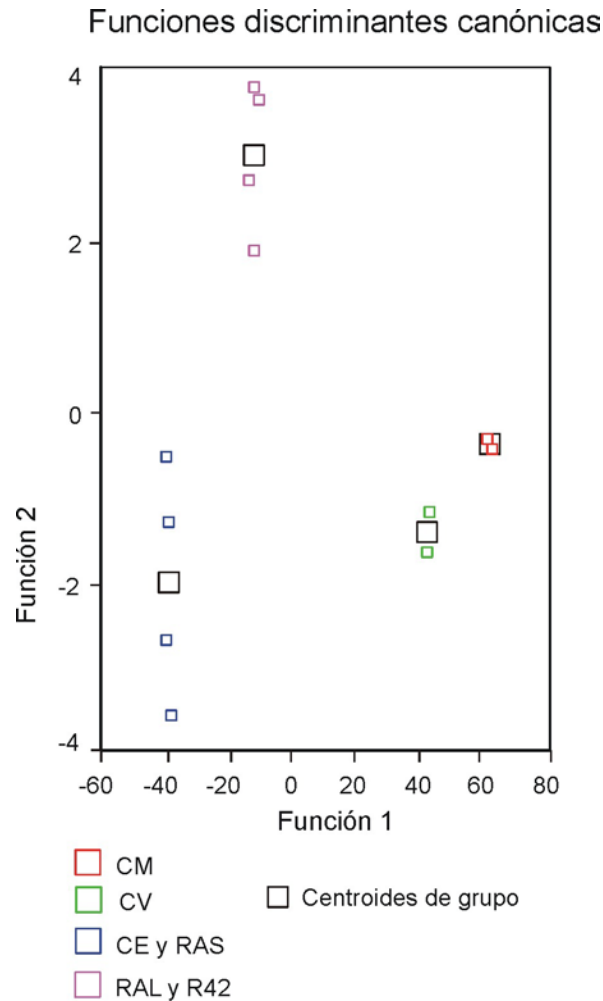


Figura 16: Representación bidimensional del análisis discriminante con las variables físico-químicas del agua

El resultado de la clasificación indica que la sectorización propuesta se ajusta muy bien utilizando las variables del agua; ya que el 100% de los casos estuvieron correctamente asignados a cada grupo (ANEXO Tabla 3).

En el **análisis discriminante realizado para analizar diferencias entre sitios en relación con obras hidráulicas en ejecución**, se seleccionaron 3 grupos de sitios: a- sitios aguas arriba de la zona perturbada (CM y R42), b- sitio con obras en ejecución (CV), c- sitios aguas abajo de la perturbación (CE, RAS y RAL). Este análisis resultó en una función significativas ($p=0,011$) que explicó el 97,2% de la varianza. Las variables mejor correlacionadas para el eje 1 fueron: turbidez, sólidos y velocidad de corriente (ANEXO Tabla 3). Las muestras de CV se separan del resto por sus mayores valores de turbidez y sólidos en suspensión y menor velocidad de corriente (Fig.17). La clasificación resultó en el 100 % de los casos correctamente asignados a cada grupo.

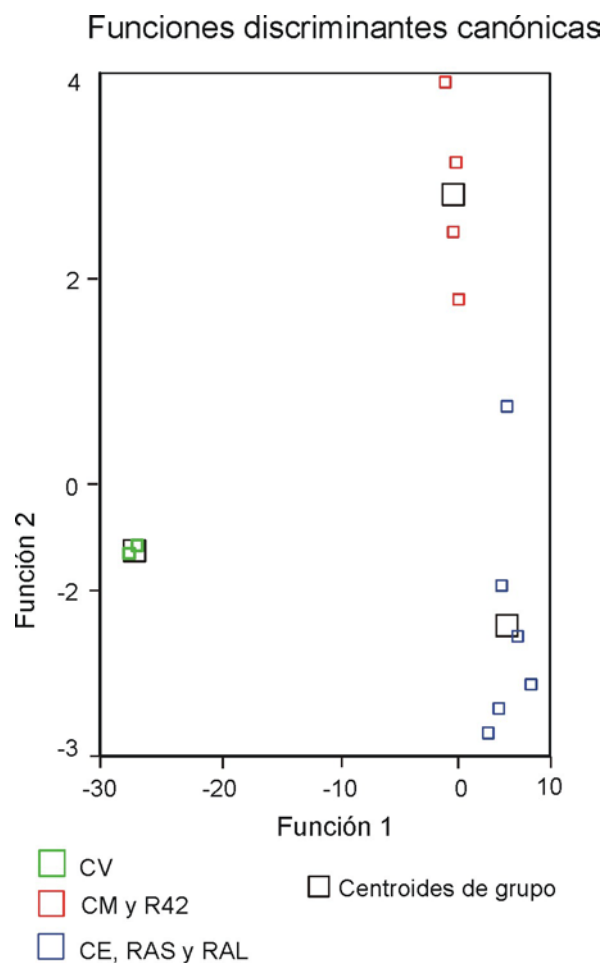


Figura 17: Representación bidimensional del análisis discriminante con las variables físico-químicas del agua

Para verificar la diferencia en las variables físico-químicas del agua entre los **sitios de ríos y de canales**, se realizó un análisis discriminante seleccionando 2 grupos de sitios: a- canales (CM, CV y CE) y b- ríos (R42, RAS y RAL). Este análisis resultó en una función significativa ($p=0,026$) que explicó el 100% de la varianza de la físico-química del agua. Las variables mejor correlacionadas para el eje 1 fueron: velocidad de corriente, pH y conductividad; registrándose en los ríos mayores valores de velocidad de corriente, mientras que en los canales fueron mayores los valores de pH y conductividad (ANEXO Tabla 3).

En este análisis de clasificación los casos estuvieron también correctamente asignados a los grupos.

Los análisis de la varianza realizados con variables de los sedimentos resultaron en diferencias significativas espaciales en todas las variables. En cambio, resultaron en diferencias temporales la riqueza de especies y la materia orgánica (Tablas 5 y 6).

Tabla 5: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) de las variables del sedimento en cada sitio de muestreo. Se incluye el valor de p resultante del ANOVA, donde se destacan en color rojo aquellas variables con diferencias significativas.

	CM	CV-I	CV-II
Fósforo total (g/m ²) n: 67	99 (10)	103 (19)	87 (27)
Materia orgánica (g/m ²) n: 67	436 (123)	716 (162)	704 (98)
Clorofila <i>a</i> (mg/m ²) n: 67	25 (25)	5 (6)	11 (8)
Feofitina (mg/m ²) n: 67	69 (40)	8 (8)	19 (25)
Riqueza de especies n: 70	19 (4)	10 (10)	17 (7)
N° individuos (10 ³ /cm ²) n: 70	260 (131)	107 (130)	409 (433)
N° células (10 ³ /cm ²) n: 70	3375 (2001)	389 (534)	897 (965)
	CE	RA2	RAS
Fósforo total (g/m ²) n: 67	101 (20)	147 (29)	119 (29)
Materia orgánica (g/m ²) n: 67	340 (100)	426 (298)	357 (36)
Clorofila <i>a</i> (mg/m ²) n: 67	19 (16)	14 (12)	26 (17)
Feofitina (mg/m ²) n: 67	48 (37)	18 (12)	140 (64)
Riqueza de especies n: 70	34 (8)	20 (9)	18 (7)
N° individuos (10 ³ /cm ²) n: 70	471 (251)	430 (522)	2461 (1971)
N° células (10 ³ /cm ²) n: 70	1502 (720)	1131 (1073)	45049 (34900)
	RAL	Transformación	p
Fósforo total (g/m ²) n: 67	147 (57)	Logaritmo	0,001
Materia orgánica (g/m ²) n: 67	649 (103)	NO	0,000
Clorofila <i>a</i> (mg/m ²) n: 67	4 (2)	Logaritmo	0,000
Feofitina (mg/m ²) n: 67	20 (28)	Logaritmo	0,000
Riqueza de especies n: 70	26 (4)	NO	0,000
N° individuos (10 ³ /cm ²) n: 70	229 (68)	SIN ALCANZAR NORMALIDAD	0,000
N° células (10 ³ /cm ²) n: 70	1840 (2102)	SIN ALCANZAR NORMALIDAD	0,000

Tabla 6: Promedio y desvío estándar (entre paréntesis) de las variables del sedimento en cada momento de muestreo. Se incluye el valor de p resultante del ANOVA, donde se destacan en color rojo aquellas variables con diferencias significativas.

	sep-09	mar-10	p
Fósforo Total (g/m ²)	125 (44)	108 (26)	0,139
Materia orgánica (g/m ²)	558 (207)	467 (210)	0,003
Clorofila <i>a</i> (mg/m ²)	17 (19)	13 (12)	0,971
Feofitina (mg/m ²)	48 (46)	47 (63)	0,731
riqueza de especies	17 (10)	24 (9)	0,000
Nº individuos/cm ² (*10 ³)	452 (398)	796 (1464)	0,304
Nº células/cm ² (*10 ³)	3664 (5668)	11817 (27171)	0,995

La concentración de materia orgánica en los sedimentos fue mayor en los sitios CV-I y CV-II en las dos fechas estudiadas. En los sitios ubicados aguas abajo de lagunas (CE y RAS) las concentraciones fueron bajas y similares en ambas fechas estudiadas. En los sitios de río R42 y RAL se observaron variaciones temporales en la materia orgánica de los sedimentos, con mayores concentraciones en septiembre (Fig. 18).

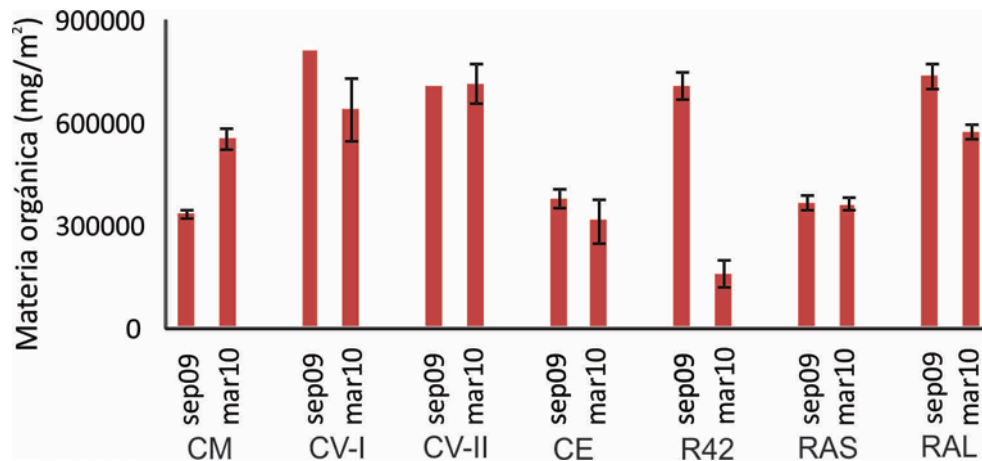


Figura 18: Concentración promedio y desvío estándar de la materia orgánica en el sedimento para cada sitio y fecha estudiados.

El fósforo total de los sedimentos resultó en menores concentraciones en los sitios de canales (Fig. 19); contrariamente en los sitios R42 y RAL se registraron las mayores concentraciones promedio (Tabla 5), alcanzándose valores superiores a 200 g PT/m² en RAL en septiembre.

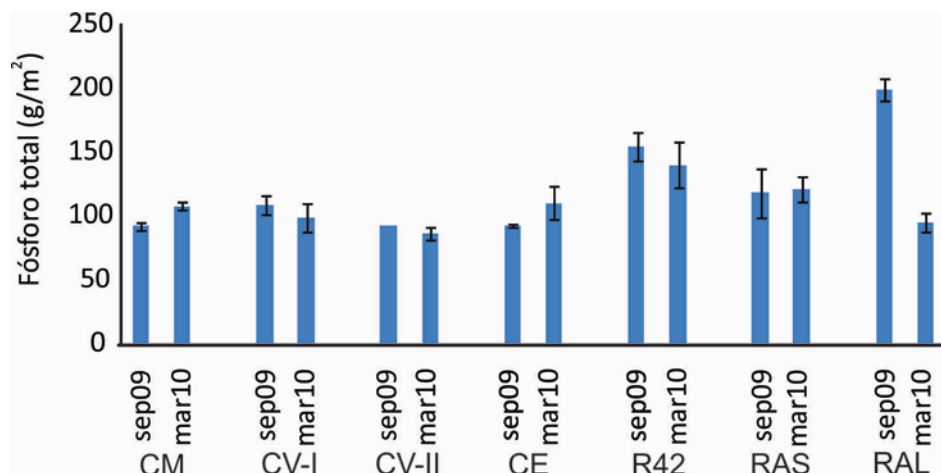


Figura 19: Concentración promedio y desvío estándar del fósforo total en el sedimento para cada sitio y fecha estudiados.

La concentración promedio de clorofila *a* epipélica resultó en diferencias significativas espaciales ($p=0,00$) con mayores concentraciones en CM y RAS (Tabla 5). Contrariamente a lo observado en las variables del sedimento analizadas previamente, los sitios de río R42 y RAL resultaron en bajas concentraciones de clorofila *a*; registrándose los menores valores en RAL y en CV-I. Se destaca una mayor dispersión de los datos en septiembre en la mayoría de los sitios, especialmente en CM y RAS (Fig. 20).

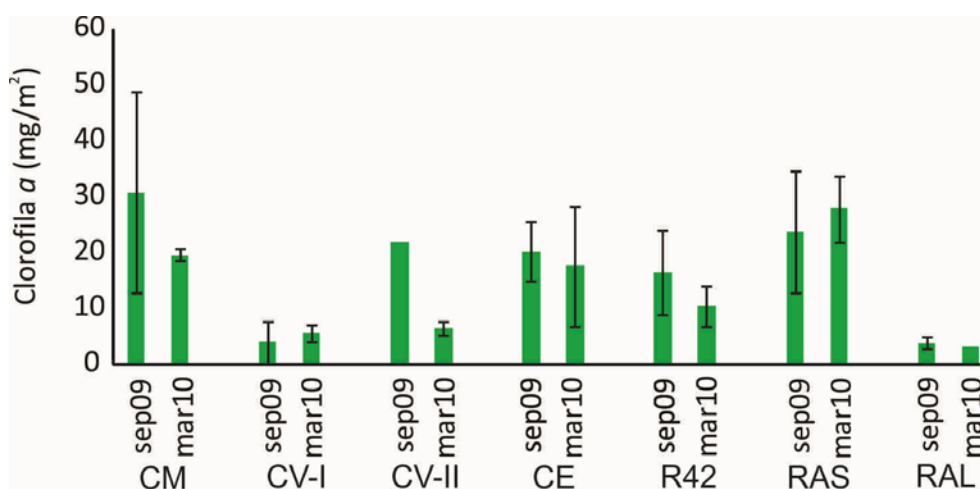


Figura 20: Concentración promedio y desvío estándar de clorofila *a* en el sedimento en cada sitio y fecha estudiados.

La feofitina fue marcadamente mayor en el sitio RAS, alcanzando en marzo una concentración de 277 mg/m². Las menores concentraciones se registraron en CV-I, CV-II, R42 y RAL (Fig. 21) en coincidencia con lo observado para la clorofila *a* epipélica.

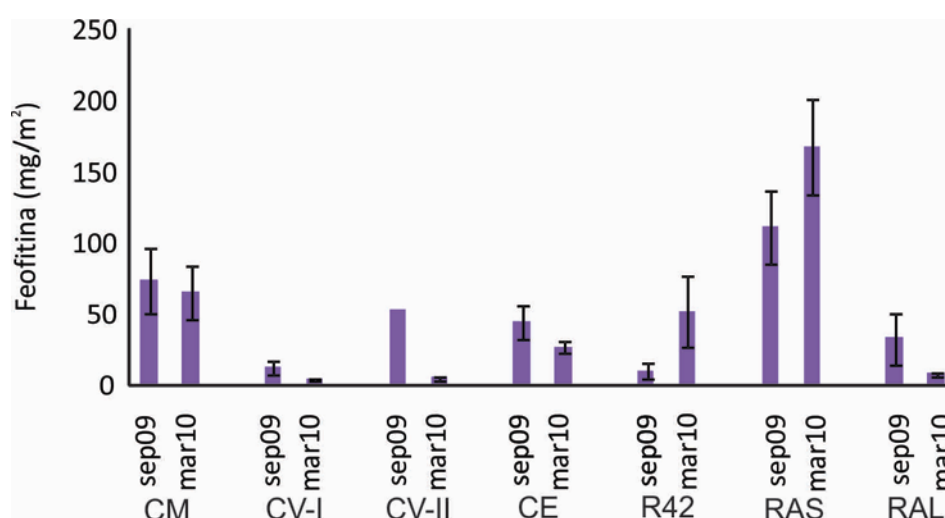


Figura 21: Concentración promedio y desvío estándar de feofitina en el sedimento en cada sitio y fecha estudiados.

Los resultados de los análisis de correlaciones lineales simples entre variables del agua y del sedimento (ANEXO Tabla 4) indican que la MO del sedimento está relacionada positivamente con los sólidos en suspensión y negativamente con la concentración de clorofila *a* del fitobenton. Así, la clorofila *a* está correlacionada negativamente con la turbidez, sólidos en suspensión y MO del agua y los sedimentos y positivamente con la feofitina en los sedimentos. Asimismo la abundancia de individuos y células en el fitobenton están correlacionadas positivamente con los nutrientes del agua y con la feofitina de los sedimentos.

Los **análisis discriminantes** realizados con las variables de los sedimentos, con los mismos agrupamientos de sitios utilizados para los análisis discriminantes con variables del agua (ANEXO Tabla 5), resultaron en marcadas diferencias entre los sitios de río (con mayores concentraciones de PT, Nº de individuos y de células) y canal. Con respecto a la sectorización en relación a los aportes de sales desde la Pampa Arenosa, el sedimento no reflejó estas diferencias que sí se observaron al analizar las variables del agua; sin embargo, se separaron los sitios CV-I y CV-II por sus elevadas concentraciones de materia orgánica en los sedimentos (con el 90% de los casos correctamente asignados a este grupo). En coincidencia con estos resultados, el análisis discriminante realizado en relación con las obras en ejecución, también separó a los sitios CV-I y CV-II (por la variable materia orgánica) del resto de los sitios caracterizados por mayores abundancia y riqueza de especies del fitobenton, notoriamente con los mayores valores de estas variables en los sitios ubicados aguas abajo de CV (ANEXO Tabla 5).

Se registraron 142 taxa algales, incluyendo diatomeas observadas al MEB y/o al microscopio óptico luego de su tratamiento para observar los frústulos limpios (Tabla 6). Debido a que durante el análisis cuali-cuantitativo, realizado con muestras pretratadas, algunos taxa de diatomeas no pueden identificarse a nivel de especie al microscopio óptico, para ese análisis se agruparon los taxa de la siguiente manera: “*Cyclotella* spp.” incluye a *C. baltica*, *C. caspia* y otras especies de pequeño tamaño (menor a 10 µm de diámetro); “*Navicula* spp.” incluye a *Navicula recens*, *Navicula cryptocephala* y *Navicula cryptocephala* var. *veneta*; “grupo *Navicula cymbula*” incluye también a *Navicula radiosa*; “grupo *Nitzschia frustulum*” incluye a *Nitzschia frustulum* y *Nitzschia amphibia*; dentro del “grupo *Nitzschia gracilis*” se incluyen a *Nitzschia gracilis*, *Nitzschia paleacea* y *Nitzschia palea*; el “grupo *Rhopalodia* spp.” incluye a *Rhopalodia acuminata*, *Rhopalodia brebissoni* y *Rhopalodia musculus*; y por último el “grupo *Synedra*” incluye a *Fragilaria ulna*, *Tabularia fasciculata* y *Synedra berolinensis* (ANEXO Tabla 6).

Las cianobacterias *Leptolyngbya subtilis*, *Phormidium okenii*, *Pseudanabaena limnetica* y *Synechocystis salina*, la clorofita *Scenedesmus quadricauda* y las diatomeas *Amphora copulata* y *Cyclotella meneghiniana* se registraron en el fitobenton de todos los sitios estudiados (Fig.22). Las diatomeas *Campylodiscus clypeus*, *Entomoneis* sp., *Planothidium delicatulum* y *Surirella striatula* fueron registradas en todos los sitios estudiados, a excepción de sitios de río RAS y R42. Sólo en CM se registraron fragmentos de la macroalga *Enteromorpha salina*, mientras que especies del género *Monoraphidium* y las diatomeas *Cyclotella* spp., *Navicula* spp. y *Pseudostaurosira subsalina* se registraron en todos los sitios a excepción de CM (ANEXO Tabla 6).

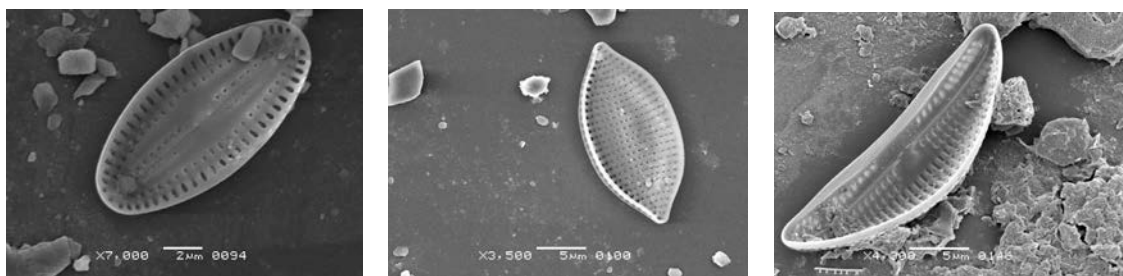


Figura 22: Fotografías al microscopio electrónico de barrido de algunas diatomeas: *Fallacia tenera* (izquierda), *Tryblionella compressa* (centro) y *Amphora copulata* (derecha)

La composición algal epipélica fue diferente en ambos momentos estudiados, en septiembre fueron dominantes las diatomeas en la mayoría de los sitios, mientras que en marzo hubo una mayor proporción de cianobacterias y clorofitas (Fig. 23) y una mayor riqueza específica en todos los sitios (Tabla 7). La mayor abundancia de individuos en septiembre fue en R42, mientras que en marzo fue máxima en RAS en coincidencia con el mayor número de células por cm² (Tabla 7).

A pesar de estas diferencias temporales, las mayores diferencias en la composición del fitobenton fueron observadas entre sitios.

En CV-I y CV-II fueron dominantes las diatomeas (especialmente organismos pennados y, entre ellos, los géneros *Navicula* y *Nitzschia*), registrándose algunas clorofitas planctónicas en el fitobenton en marzo. En CV-I esta comunidad se vio muy empobrecida en septiembre, con menor riqueza de especies y diversidad (Tabla 7); posteriormente se observa en marzo un incremento en la riqueza de especies (compartiendo con CM el 45 % de los taxa) y abundancia algal. En CV-II se registró en septiembre mayor abundancia de individuos y de células en el

Tabla 6: Taxa presentes en el fitobenton del sector estudiado de la cuenca del río Salado

CYANOBACTERIA	CHAROPHYTA
<i>Anabaena</i> sp. Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault	<i>Closterium moniliferum</i> Ehrenberg ex Ralfs
<i>Anabaenopsis</i> sp. Miller	<i>Closterium parvulum</i> Nägeli
<i>Aphanocapsa holsatica</i> (Lemmermann) Cronberg et Komárek	<i>Cosmarium</i> sp. Corda ex Ralfs
<i>Chlorogloea microcystoides</i> Geitler	<i>Spirogyra</i> sp. Link
<i>Chroococcus minutus</i> (Kützing) Nägeli	
<i>Chroococcus minimus</i> (Keiiler) Lemmermann	
<i>Gloeocapsa</i> sp. Kützing	
<i>Heteroleibleinia rigidula</i> (Kützing ex Hansgirg) Hoffmann	
<i>Leibleinia epiphytica</i> (Hieronymus) Compère	
<i>Leptolyngbya subtilis</i> (West) Anagnostidis	
<i>Leptolyngbya valderiana</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek	
<i>Lyngbya aestuarii</i> Lieberman ex Gomont	
<i>Merismopedia marssonii</i> Lemmermann	
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann	
<i>Merismopedia warmingiana</i> Lagerheim	
aff <i>Myxosarcina</i>	
<i>Nodularia harveyana</i> Thuret ex Bornet & Flahault	
<i>Oscillatoria ornata</i> Kützing ex Gomont	
<i>Phormidium aerugineo-caeruleum</i> (Gomont) Anagnostidis et Komárek	
<i>Phormidium inundatum</i> Kützing ex Gomont	
<i>Phormidium molle</i> Gomont	
<i>Phormidium okenii</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis et Komárek	
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg	
<i>Planktothrix</i> aff. <i>suspensa</i> (Pringsheim) Anagnostidis et Komárek	
<i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek	
<i>Spirulina robusta</i> Welsh	
<i>Synechocystis salina</i> Wislouch	
CHLOROPHYTA	EUGLENOZOA
<i>Actinastrum</i> sp. Lagerheim	<i>Euglena</i> sp. 1 Ehrenberg
<i>Binuclearia tectorum</i> (Kützing) Berger ex Wichmann	<i>Euglena</i> sp. 2 Ehrenberg
<i>Chlamydomonas</i> sp. Ehrenberg	<i>Phacus</i> sp. Dujardin
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris	<i>Trachelomonas</i> sp. Ehrenberg
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli	
<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze	
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Nägeli) Komárek	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood	
<i>Enteromorpha salina</i> Kützing	
<i>Lagerheimia subsalsa</i> Lemmermann	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák	
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard	
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová	
<i>Monoraphidium subclavatum</i> Nygaard	
<i>Monoraphidium tortile</i> (West & West) Komárková-Legnerová	
<i>Oocystis</i> sp. 1 Nägeli ex Braun	
<i>Oocystis</i> sp. 2 Nägeli ex Braun	
<i>Rhizoclonium</i> sp. Kützing	
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneguini	
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen	
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehrenberg) Ralfs	
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat	
<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen	
<i>Scenedesmus aldavei</i> Hegewald	
<i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedusenko	
<i>Scenedesmus dimorphus</i> (Turpin) Kützing	
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chodat) Fott & Komárek	
<i>Scenedesmus dispar</i> Brébisson	
<i>Scenedesmus ecomis</i> (Ehrenberg) Chodat	
<i>Scenedesmus intermedius</i> Chodat	
<i>Scenedesmus intermedius</i> var. <i>acaudatus</i> Hortobagyi	
<i>Scenedesmus longispina</i> Chodat	
<i>Scenedesmus magnus</i> Meyen	
<i>Scenedesmus nanus</i> Chodat	
<i>Scenedesmus obliquus</i> (Turpin) Kützing	
<i>Scenedesmus opoliensis</i> var. <i>mononensis</i> Chodat	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	
<i>Scenedesmus sempervirens</i> Chodat	
<i>Scenedesmus spinosus</i> Chodat	
<i>Scenedesmus</i> sp. Meyen	
<i>Tetradron minimun</i> (Braun) Hansgirg	
<i>Tetrastrum elegans</i> Playfair	
<i>Tetrastrum staurogeniiforme</i> (Schröder) Lemmermann	
<i>Tetrastrum triangulare</i> (Chodat) Komárek	
	OCHROPHYTA
	<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedium</i> (Kützing) Cleve
	<i>Amphora copulata</i> (Kützing) Schoeman & Archibald
	<i>Amphora veneta</i> Kützing
	<i>Anomooneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitz.
	<i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Simonsen
	<i>Caloneis westii</i> (Smith) Hendey
	<i>Campylodiscus clypeus</i> Ehrenberg
	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
	<i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann
	<i>Cyclotella baltica</i> (Grunow) Hakansson
	<i>Cyclotella caspia</i> Grunow
	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
	<i>Cyclotella</i> spp. Kützing
	<i>Denticula</i> spp. Kützing
	<i>Entomoneis</i> sp. Ehrenberg
	<i>Epithemia</i> sp. Kützing
	<i>Fallacia pygmaea</i> (Kützing) Stickle & Mann
	<i>Fallacia tenera</i> (Hustedt) Mann
	<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch) Lange-Bertalot
	<i>Gomphonema augur</i> Ehrenberg
	<i>Gomphonema parvulum</i> Kützing
	<i>Gyrosigma terryanum</i> (Peragallo) Cleve
	<i>Halamphora coffeaeformis</i> (Agardh) Levkov
	<i>Hantzschia amphyois</i> (Ehrenberg) Grunow
	<i>Hantzschia</i> sp. Grunow
	<i>Hippodonta hungarica</i> (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski
	<i>Mastogloia elliptica</i> Cleve
	<i>Melosira varians</i> Agardh
	<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing
	<i>Navicula cryptocephala</i> var. <i>veneta</i> (Kützing) Rabenhorst
	<i>Navicula cymbula</i> Donkin
	<i>Navicula radiosa</i> Kützing
	<i>Navicula recens</i> Lange-Bertalot
	<i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot
	<i>Navicula</i> spp. Bory de Vincent
	<i>Nitzschia amphibia</i> Grunow
	<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow
	<i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch
	<i>Nitzschia nano</i> Grunow
	<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) Smith
	<i>Nitzschia paleaceae</i> Grunow
	<i>Nitzschia reversa</i> Smith
	<i>Nitzschia sigma</i> (Kützing) Smith
	<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch
	<i>Nitzschia</i> sp. Hassall
	<i>Pinnularia</i> sp. Ehrenberg
	<i>Plagiotropis lepidoptera</i> (Gregory) Kuntze
	<i>Planorhynchus delicatulum</i> (Kützing) Round & Bukhtiyarova
	<i>Pleurosira laevis</i> f. <i>polymorpha</i> (Kützing) Compère
	<i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) Williams et Round
	<i>Pseudostaurosira subsalina</i> (Hustedt) Morales
	<i>Rhopalodia acuminata</i> Krammer
	<i>Rhopalodia brebissonii</i> Krammer
	<i>Rhopalodia musculus</i> (Kützing) Müller
	<i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg
	<i>Surirella ovalis</i> Brébisson
	<i>Surirella striatula</i> Turpin
	<i>Synedra berolinensis</i> Lemmermann
	<i>Tabularia fasciculata</i> (Agardh) Williams & Round
	<i>Tribonema</i> sp. Derbès & Solier
	<i>Tryblionella apiculata</i> (Kützing) Ralfs
	<i>Tryblionella compressa</i> (Bailey) Poulin

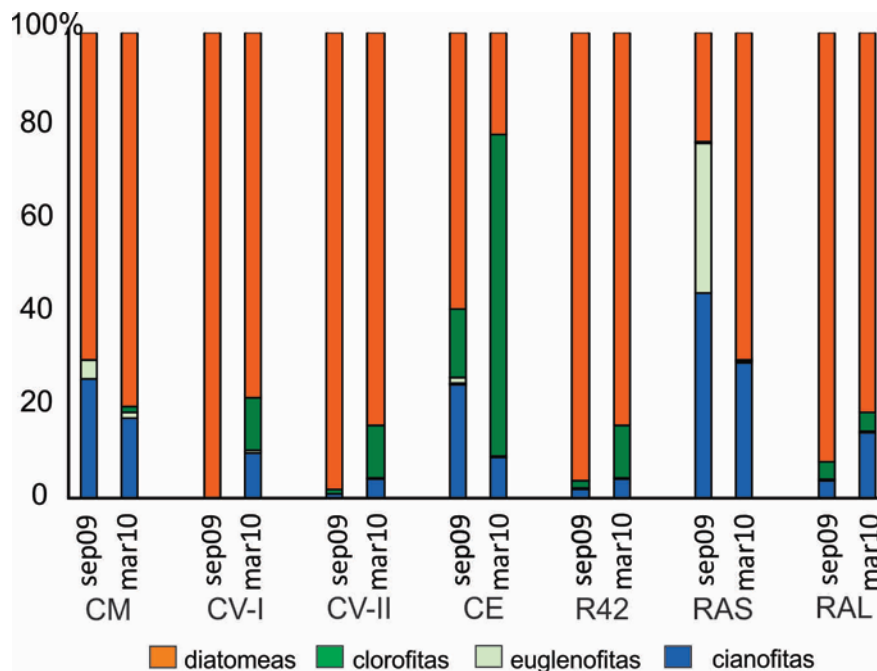


Figura 23: Abundancia relativa de los grupos algales presentes en el fitobenton en cada sitio y fecha estudiados.

fitobenton (en coincidencia con mayores concentraciones de pigmentos clorofílicos tanto activos como degradados), destacándose la abundancia de taxa filamentosos (*Planktothrix suspensa* y *Binuclearia* sp.) y principalmente diatomeas como *Navicula trivialis* (que alcanzó el 77% de la abundancia relativa), grupo *Nitzschia gracilis* (con casi 40.000 ind/cm² como valor promedio de las réplicas analizadas) y *Pseudostaurosira subsalina*; en marzo en cambio fueron mayores la riqueza y diversidad de especies aunque esto no se vio reflejado en la abundancia ni en la biomasa algal epipélica (Tabla 7). En R42 se observa una abundancia relativa de los grupos similar a la de estos sitios (Fig. 23) pero con mayor diversidad (Tabla 7). En CM, y RAL fueron más abundantes las diatomeas (principalmente en los sitios de río) aunque también estuvieron presentes los otros grupos algales estudiados (Fig. 23).

Los sitios ubicados aguas abajo de lagunas (CE y RAS) son los que presentaron una mayor proporción de formas planctónicas en los sedimentos (Fig. 24). En CE fueron abundantes *Merismopedia tenuissima* en septiembre y clorofitas cocales (principalmente de los géneros *Monoraphidium* y *Scenedesmus*) y *Cyclotella* spp. en marzo. En RAS fueron muy abundantes las cianobacterias (principalmente filamentosas, tales como *Anabaena* sp., *Leptolyngbya subtilis*, *Phormidium okenii* y *Planktolyngbya limnetica*) y las euglenofitas (Fig. 23).

Tabla 7: Resultados del Índice de Diversidad de Shannon, Equitatividad, Riqueza de especies y Abundancia de individuos y de células para cada sitio y fecha estudiados. Se señalan con negrita los valores máximos de la cuantificación para cada fecha

	Diversidad Shannon	Equitatividad	Riqueza especies	Individuos/cm ² (*10 ³)	Células/cm ² (*10 ³)
CM -sep	2,32	0,71	26	407	5306
CM -mar	2,27	0,65	32	221	2654
CV- I sep	1,19	0,86	4	2	2
CV- I mar	2,69	0,72	40	212	777
CV- II sep	1,08	0,32	27	809	1267
CV- II mar	2,64	0,72	40	139	754
CE -sep	2,90	0,73	51	389	2105
CE -mar	3,01	0,71	69	474	1690
R42 -sep	2,00	0,54	41	1763	3980
R42 -mar	3,05	0,79	47	100	606
RAS -sep	2,10	0,69	21	745	16005
RAS -mar	2,83	0,78	35	3822	74093
RAL -sep	3,04	0,77	52	237	829
RAL -mar	2,53	0,64	52	184	2847

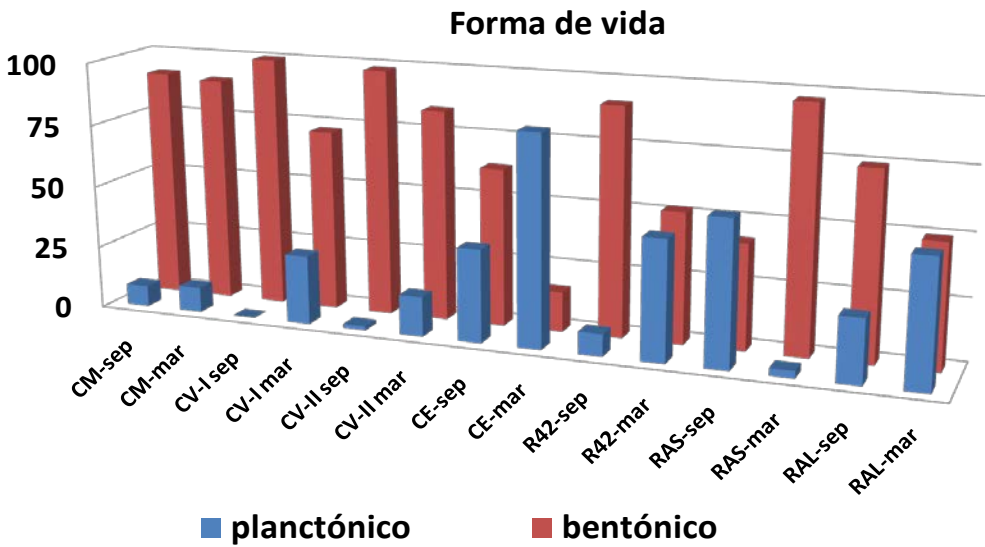


Figura 24: Abundancia relativa de las formas de vida de los taxa presentes en el fitobenton en cada sitio y fecha estudiados.

Los resultados de los ANOVA realizados para verificar la homogeneidad de las muestras en relación con las dos condiciones hidrológicas analizadas y utilizando todas las réplicas de cada sitio, indican que en CV-I y en RAS la abundancia de individuos y de células así como la riqueza de especies fueron significativamente mayores en marzo (Tabla 8).

En los sitios CV-I y CV-II, (caracterizado por altas concentraciones de materia orgánica) en septiembre y coincidiendo con la ejecución de las obras hidráulicas, el fitobenton estuvo compuesto por taxa muy tolerantes a la contaminación orgánica. Se destaca el sitio RAS (donde se registraron las mayores concentraciones de nutrientes) por presentar taxa muy tolerantes a la contaminación orgánica y por nutrientes en ambos momentos estudiados (Fig. 25).

Tabla 8: Resultados de análisis de la varianza realizados con todas las réplicas para verificar diferencias temporales en cada sitio en la abundancia y riqueza de especies del fitobenton.

sitio	variable	normalidad	p
CM	Individuos	SI	0,4017
	Células	SI	0,3526
	Riqueza	SI	1
CV-I	Individuos	Transformación raíz cuadrada	0,0003
	Células	Transformación raíz cuadrada	0,0003
	Riqueza	Transformación raíz cuadrada	0,0004
CV-II	Individuos	SI	0,04
	Células	Transformación logaritmo	0,49
	Riqueza	SI	0,233
CE	Individuos	SI	0,378
	Células	SI	0,0005
	Riqueza	SI	0,11
R42	Individuos	Transformación raíz cuadrada	0,330
	Células	SI	0,126
	Riqueza	SI	0,78
RAS	Individuos	SI	0,0005
	Células	SI	0,0009
	Riqueza	SI	0
RAL	Individuos	Transformación raíz cuadrada	0,598
	Células	Transformación raíz cuadrada	0,13
	Riqueza	SI	0,191

Los análisis estadísticos siguientes se realizaron con una matriz de 39 taxa (Tabla 9), que se obtuvo seleccionando a aquellas especies presentes en el 20% de las muestras y con abundancia relativa del 5% o mayor en al menos una muestra.

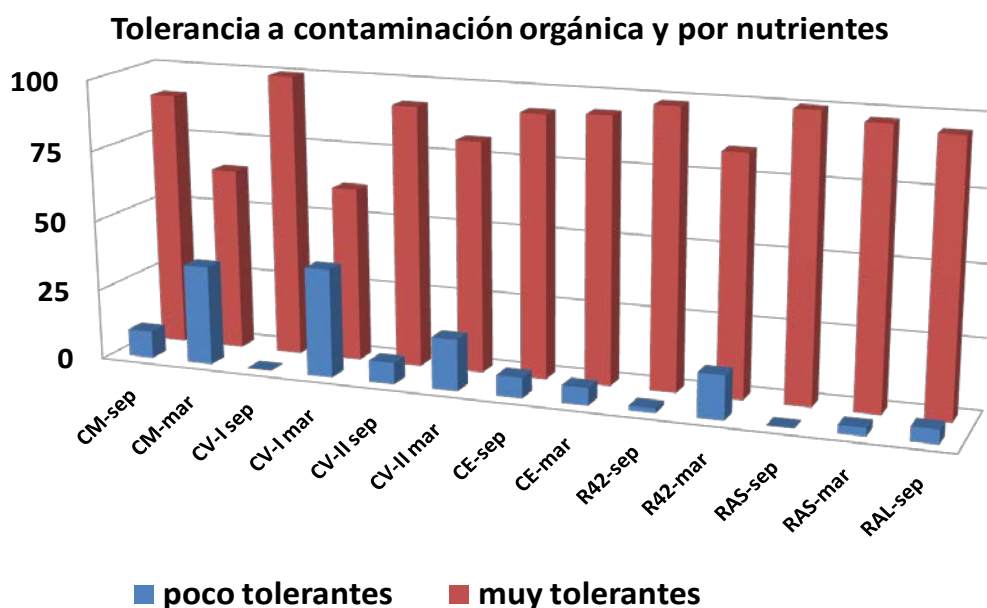


Figura 25: Abundancia relativa de los taxa de diatomeas relacionada con la tolerancia a la contaminación orgánica y por nutrientes en el fitobenton en cada sitio y fecha estudiados.

Tabla 9: Taxa presentes en 20% de las muestras y con abundancia relativa del 5% o mayor

CYANOBACTERIA	OCHROPHYTA
<i>Anabaena</i> sp. Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault <i>Leibleinia epiphytica</i> (Hieronymus) Compère <i>Leptolyngbya subtilis</i> (West) Anagnostidis <i>Merismopedia tenuissima</i> Lemmermann <i>Phormidium okenii</i> (Agardh ex Gomont) Anagnostidis et Komárek <i>Planktolingbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg <i>Planktothrix</i> aff. <i>suspensa</i> (Pringsheim) Anagnostidis et Komárek <i>Pseudanabaena limnetica</i> (Lemmermann) Komárek <i>Synechocystis salina</i> Wislouch	<i>Amphora copulata</i> (Kützinger) Schoeman & Archibald <i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehrenberg) Pfitz. <i>Bacillaria paxillifera</i> (Müller) Simonsen <i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg <i>Craticula accomoda</i> (Hustedt) Mann <i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützinger <i>Cyclotella</i> spp. Kützinger <i>Halamphora coffeaeformis</i> (Agardh) Levkov <i>Navicula cymbula</i> (grupo) <i>Navicula trivialis</i> Lange-Bertalot <i>Navicula</i> spp. Bory de Vincent <i>Nitzschia frustulum</i> (Kützinger) Grunow <i>Nitzschia gracilis</i> Hantzsch <i>Nitzschia nana</i> Grunow <i>Nitzschia sigma</i> (Kützinger) Smith <i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch <i>Nitzschia</i> sp. Hassall <i>Planothidium delicatulum</i> (Kützinger) Round & Bukhtiyarova <i>Pleurosira laevis</i> f. <i>polymorpha</i> (Kützinger) Compère <i>Pseudostaurosira brevistriata</i> (Grunow) Williams et Round <i>Pseudostaurosira subsalina</i> (Hustedt) Morales <i>Rhopalodia acuminata</i> (grupo) <i>Stauroneis anceps</i> Ehrenberg <i>Tryblionella apiculata</i> (Kützinger) Ralfs <i>Tryblionella compressa</i> (Bailey) Poulin
CHLOROPHYTA	
<i>Monoraphidium circinale</i> (Nygaard) Nygaard <i>Monoraphidium subclavatum</i> Nygaard <i>Scenedesmus bicaudatus</i> Dedusenko <i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson	
EUGLENOZOA	
<i>Euglena</i> sp.1 Ehrenberg	

Con el objeto de analizar diferencias en los ensambles algales en relación con las dos condiciones hidrológicas analizadas, se realizaron ANOSIM utilizando como variable las fechas de muestreo. Estos análisis resultaron en ausencia de diferencias significativas entre los momentos estudiados para la abundancia de individuos (R global: 0,171; nivel de significancia: 0,1%) y de células (R global: 0,112; nivel de significancia: 0,1%) (Tabla 10).

Asimismo se analizaron por medio de ANOSIM las diferencias en los ensambles algales en relación con las variables que indiquen diferencias en el cuerpo de agua lótico (canal/río), concentraciones de sales disueltas (conductividad), los efectos de las obras hidráulicas (sólidos en suspensión, materia orgánica en agua, turbidez) y concentraciones de nutrientes (amonio, nitratos+nitritos, PRS, PT). Las variables de los sedimentos analizadas fueron MO, PT, clorofila α epipélica y feofitina (Tabla 10). El resultado del análisis de ordenación (MDS) realizado con la abundancia de individuos, separa a las muestras de CV-I septiembre (Fig. 26) debido a la escasa densidad de algas registradas (Tabla 7).

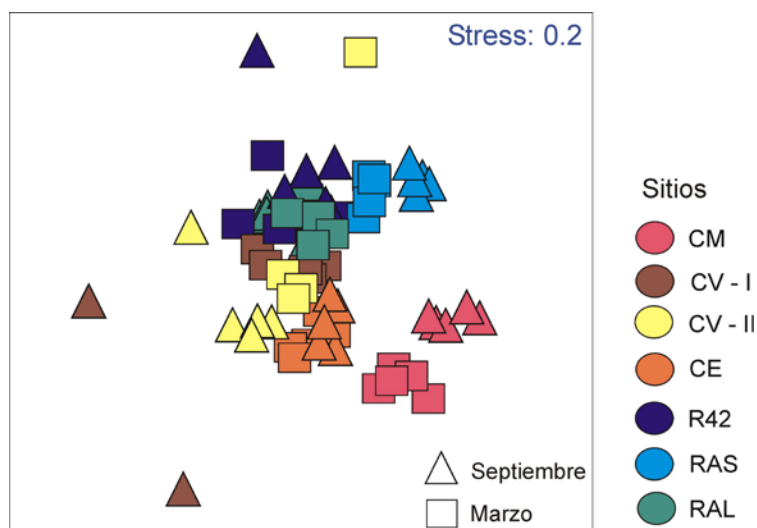


Figura 26: Representación bidimensional del MDS realizado con la abundancia de individuos del fitobenton en los sitios y fechas de muestreo. Referencias: CM= Canal Mercante, CV= Canal de Vinculación, CE= Canal del Este, R42= Ruta 42, RAS= Arroyo Saladillo, RAL= Alberti.

Las variables que mejor se relacionan con los ensambles algales son: canal/río, conductividad, sólidos en suspensión, PT en el agua y la feofitina de los sedimentos por presentar los mayores valores de R global (Tabla 10) y nivel de significancia menor al 10%, sin embargo estas diferencias no son significativas.

De acuerdo con los resultados del MDS, estos mismos análisis se repitieron eliminando de la matriz a las muestras de CV-I septiembre (Tabla 10).

Tabla 10: Resultados de los ANOSIM realizados con la abundancia de individuos y de células utilizando todas las muestras de fitobenton y excluyendo a las muestras con escasa abundancia.

factor	Abundancia individuos		Abundancia células	
	Todas las muestras	Sin septiembre CV-I	Todas las muestras	Sin septiembre CV-I
Fecha	0,171	0,18	0,112	0,114
Canal/río	0,295	0,339	0,261	0,301
Conductividad	0,362	0,379	0,296	0,305
Sólidos en suspensión	0,279	0,258	0,298	0,279
A Materia orgánica	0,071	0,103	0,058	0,087
G Turbidez	0,086	0,121	0,099	0,137
U Amonio	0,09	0,129	0,093	0,133
A Nitratos +nitritos	0,171	0,206	0,148	0,179
Fósforo reactivo soluble	0,058	0,088	0,035	0,063
Fósforo total	0,288	0,345	0,258	0,310
SE Materia orgánica	0,12	0,146	0,124	0,148
DI Fósforo total	0,063	0,087	0,051	0,073
MEN Clorofila <i>a</i>	0,163	0,15	0,176	0,165
TOS Feofitina	0,273	0,309	0,259	0,295

El MDS realizado con la abundancia de individuos (excluyendo a las muestras de CV-I septiembre) (Fig. 27), no evidenció diferencias temporales en la abundancia del fitobenton, en coincidencia con el resultado del ANOSIM realizado entre ambas fechas (Tabla 10). Sin embargo, se observa mayor similitud entre todas las muestras de marzo ordenándose en el centro del análisis, mientras que las muestras de septiembre se disponen más separadamente entre los sitios.

Las muestras de CM (caracterizado por los máximos valores de conductividad) y de RAS (donde se registraron las mayores concentraciones de nutrientes y de feofitina en los sedimentos) se separan del resto, indicando una composición algal diferente entre los sitios. Los sitios CV-II y R42 presentan una abundancia algal diferente entre las fechas estudiadas; mientras que RAL es el sitio con mayor similitud en el fitobenton con los demás sitios. Asimismo se diferencian los sitios de río y de canal, tal como se observa en el gráfico a través de la línea trazada para separar estos sitios (Fig. 27).

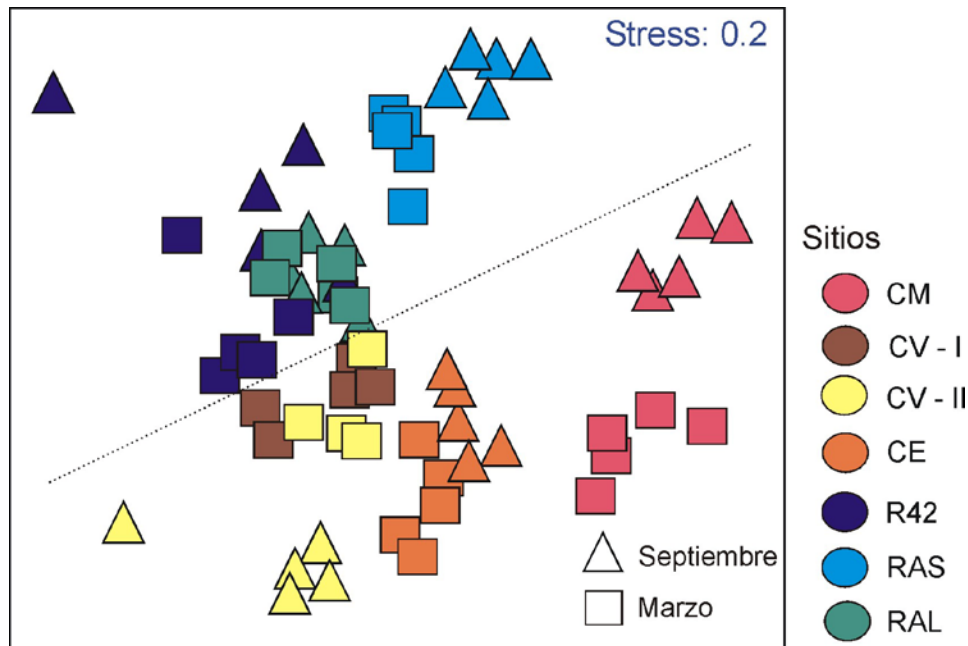


Figura 27: Representación bidimensional del MDS realizado con la abundancia de individuos del fitobenton en los sitios y fechas de muestreo (excluyendo a CV-I septiembre). Referencias: CM= Canal Mercante, CV= Canal de Vinculación, CE= Canal del Este, R42= Ruta 42, RAS= Arroyo Saladillo, RAL= Alberti.

El Análisis de Correspondencia Canónica realizado para examinar la relación entre las variables ambientales y los ensambles algales fue realizado excluyendo a las muestras de CV-I septiembre, de acuerdo con lo observado para el MDS. Este análisis identificó 6 variables ambientales que explicaron significativamente la varianza. El primer eje del ACC explicó el 19,5% de la varianza (Tabla 11) y estuvo más asociado con los nutrientes (PRS y amonio). Los taxa asociados con altas concentraciones de nutrientes se ubicaron a la derecha del primer eje y correspondieron a los sitios RAS sep y RAS mar (Fig. 29); en estos sitios fueron abundantes las cianobacterias filamentosas (como *Anabaena* sp., *Leptolyngbya subtilis*, *Phormidium okenii*), la euglenofita *Euglena* sp. y las diatomeas pennadas (como *Anomoeonis sphaerophora*, *Halamphora coffeaeformis*, *Nitzschia frustulum*, *Nitzschia sigma*) (Fig. 28). A la izquierda del primer eje se ubicaron clorofitas cocales (halladas comúnmente en el plancton) (Fig. 28) correspondientes a los dos momentos estudiados en el sitio CE (Fig. 29).

El segundo eje con el 14,4% de la varianza mostró un gradiente de conductividad (separando a CM que transporta el agua desde la Pampa Arenosa), de velocidad de corriente (asociado con los sitios de río R42 y RAL) sólidos en suspensión y materia orgánica en los sedimentos (Fig. 29). Los sitios asociados con los sólidos en suspensión fueron CV-I y CV-II,

mientras que tanto estos sitios como R42 y RAL se correspondieron con mayores concentraciones de materia orgánica en los sedimentos (Fig. 29).

Tabla 11: Resultado del Análisis de Correspondencia Canónica realizado con las variables ambientales y los taxa algales

Ejes	1	2	3	4	Inercia total
Eigenvalores	0,20	0,14	0,08	0,07	1000
Correlación taxa-ambiente	0,98	0,97	0,91	0,96	
Porcentaje acumulativo de la varianza de los taxa	19,5	33,9	41,7	48,6	
de la relación taxa-ambiente	28,5	49,6	61,0	71,1	

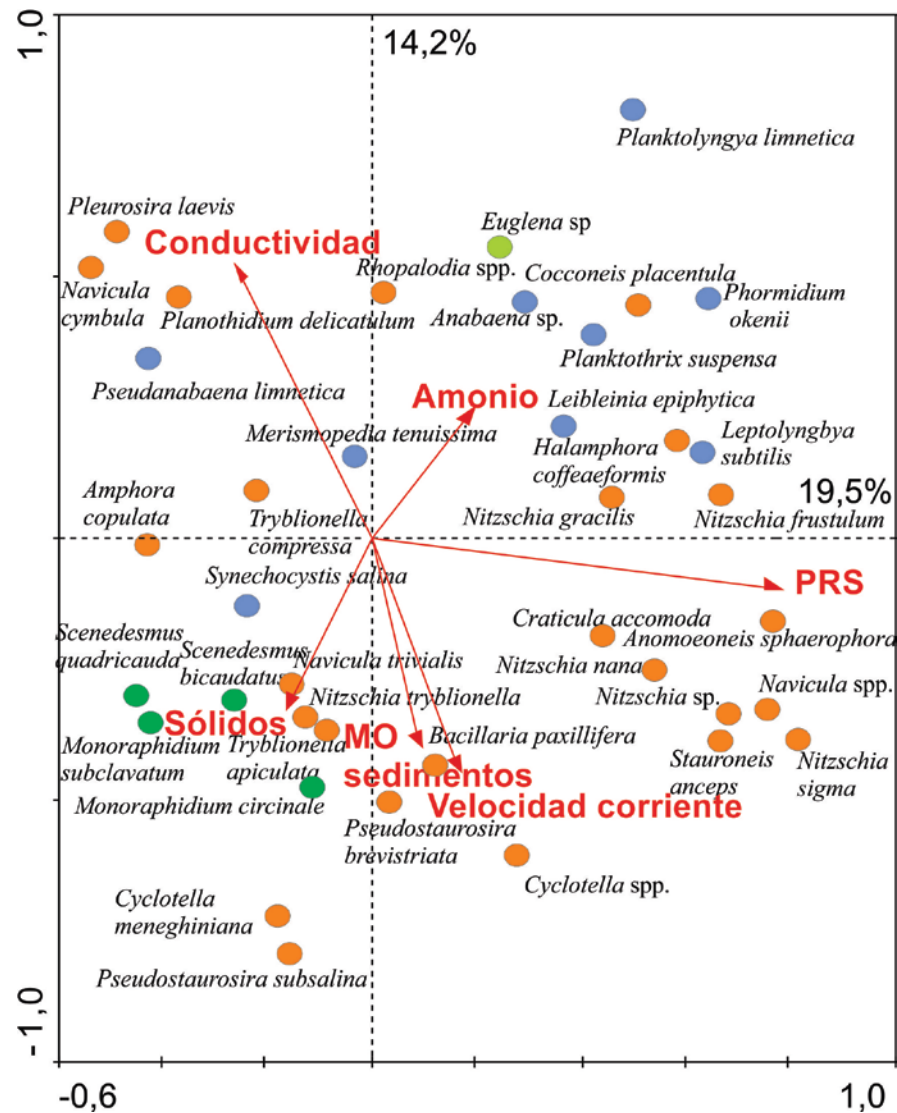


Figura 28: Diagrama biplot resultado del Análisis de Correspondencia Canónica donde se observan las variables seleccionadas vs. taxa algales. Referencias: color naranja: diatomeas; color celeste: cianobacterias; color verde oscuro: clorofitas; color verde claro: euglenofitas

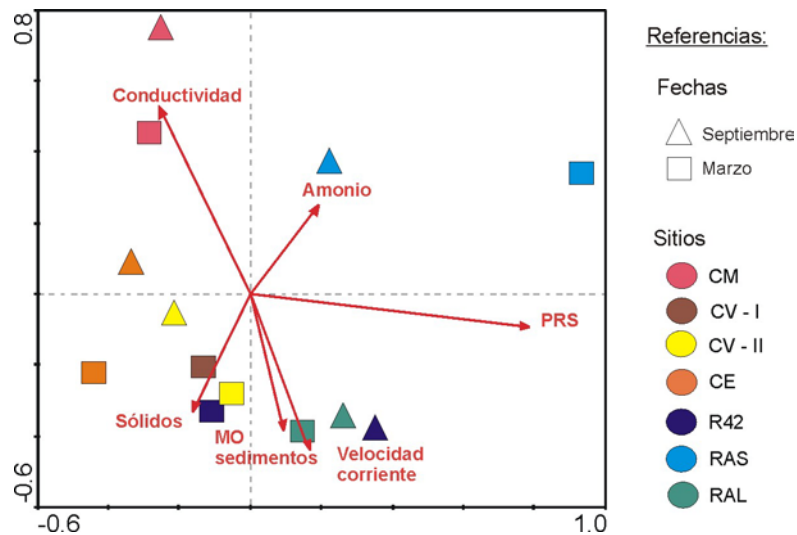


Figura 29: Diagrama biplot resultado del Análisis de Correspondencia Canónica donde se observan las variables seleccionadas vs. muestras. Referencias: CM= Canal Mercante, CV= Canal de Vinculación, CE= Canal del Este, R42= Ruta 42, RAS= Arroyo Saladillo, RAL= Alberti.

VI. Discusión

El sector de la cuenca del río Salado analizado mostró una heterogeneidad espacial relacionada con sus características físicas y químicas y las del fitobenton. La variación temporal entre ambos momentos analizados fue menos evidente en relación con el patrón de precipitaciones ocurridas en el período estudiado, a diferencia de lo previsto en base a las series históricas de datos de precipitaciones para esta zona.

Los valores de clorofila *a* registrados en el fitobenton de este sector de la cuenca del río Salado (rango: 0-90,5 mg/m², promedio: 14,96 mg/m²) fueron similares a los registrados en otros cuerpos de agua lóticos pampeanos por Giorgi (1998) y Giorgi *et al.* (2003) en el arroyo Las Flores, por Sierra y Gómez (2007) en el arroyo El Pescado y por Cocherro *et al.* (2013) en el arroyo La Chozza. La ausencia de estudios previos del epipelón de este sector de la cuenca del río Salado hace limitadas las comparaciones acerca de los valores de biomasa registrados en este estudio; sin embargo las concentraciones de clorofila *a* epipélica son coincidentes con las registradas por Cano (2008) en el epipelón de una laguna de la cuenca del río Salado. Los resultados obtenidos en este trabajo también son coincidentes con los mencionados por Biggs (1996) en ríos de Nueva Zelanda, donde el 75% de los valores registrados fueron menores a 80 mg/m² de clorofila *a*, con valores medios de 20 mg/m².

Los taxa algales que estuvieron presentes en el fitobenton de todos los sitios estudiados son citados en la bibliografía como de hábito principalmente planctónico (Porter, 2008). Estos taxa se han encontrado previamente en estudios del fitoplancton del río Salado

(O' Farrell, 1993; Solari *et al.*, 2002; Gabellone *et al.*, 2005; Neschuk *et al.*, 2002; Bazzuri *et al.*, 2010a y Carrillo *et al.*, 2009) así como en el río Samborombón (Solari y Claps, 1996). Son también típicos de ambientes eutrofizados, salobres y meso o polisapróbicos (Porter, 2008). Si bien son persistentes en cuanto a que se encontraron en todos los sitios, en su mayoría no resultaron ser los taxa más abundantes.

●El aporte de sales provenientes de la Pampa Arenosa se ve reflejado en la composición algal bentónica; así el fitobenton del Canal Mercante se caracteriza por estar compuesto por especies citadas en la bibliografía como de hábitos salobres (Komárek y Anagnostidis, 2005; Majewska *et al.*, 2012; Potapova y Charles, 2003; Porter, 2008; Van Dam *et al.*, 1994), tales como: *Lyngbya aestuarii*, *Synechocystis salina*, *Halamphora coffeaeformis*, *Planothidium delicatulum* y *Pleurosira laevis* que estuvieron ausentes o con menor abundancia aguas abajo de este sitio. La diatomea *Planothidium delicatulum* fue registrada en el fitobenton del Río de La Plata, bajo un óptimo de conductividad menor a 1400 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Licursi *et al.*, 2010), mientras que en el Canal Mercante fue encontrada con un valor de conductividad de un orden de magnitud mayor. Vinocur *et al.* (1994) registraron a la diatomea *Pleurosira laevis* en el fitoplancton de la cuenca media del río Salado en condiciones de hasta 20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, en coincidencia con lo observado en este trabajo en el Canal Mercante. Debido a que en este sitio se registraron los mayores valores promedio de clorofila *a* bentónica, podría inferirse que el fitobenton está adaptado a desarrollarse bajo estas condiciones ambientales. En el Canal Mercante en marzo se registró la máxima conductividad, posiblemente en relación con las precipitaciones intensas ocurridas en el verano que habrían favorecido la solubilización de sales; asimismo la ausencia de precipitaciones cercanas al muestreo y las mayores temperaturas registradas en marzo podrían haber dado como resultado la concentración de estas sales.

El descenso paulatino de la conductividad desde Canal Mercante a Canal del Este se asocia al efecto dilutorio dado por la presencia de lagunas en el sistema (Bazzuri *et al.*, 2010b; Gabellone *et al.*, 2003). Bazzuri *et al.* (2008) a partir de estudios de fitoplancton sugieren que este sistema de lagunas interconectadas amortigua las condiciones generadas por el aporte alóctono de las aguas provenientes de la pampa arenosa. En este trabajo de tesis, las principales variaciones florísticas encontradas en el fitobenton entre sitios de canal correspondieron a la localización de cada uno respecto a las lagunas. De este modo la abundancia de especies halófitas en el Canal Mercante y que estuvieron ausentes o con menor abundancia aguas abajo, evidencian el efecto atenuador de la salinidad que tienen las lagunas

interconectadas y la importancia del fitobenton como indicador del funcionamiento del sistema.

De acuerdo con lo anteriormente mencionado, la primera hipótesis planteada para el estudio de este sector de la cuenca: “*la resolubilización de sales y su incorporación a un cuerpo de agua modifica la biomasa, abundancia y composición del fitobenton que en él habita*” es aceptada, dado que el aporte de sales determina la composición algal en los sedimentos de los diferentes sitios estudiados en relación con la conductividad registrada en el agua circundante. Asimismo, la incorporación de sales en relación con las condiciones meteorológicas modifica la biomasa algal en los diferentes sitios.

- En relación con las obras hidráulicas realizadas en este sector de la cuenca, en septiembre pudieron determinarse claramente los sitios CV-I y CV-II debido a la modificación del paisaje por la interrupción del cauce o *by pass* realizado en la zona.

El sitio CV-I en septiembre fue un lugar remansado con mayores concentraciones de materia orgánica en los sedimentos; estas condiciones no resultaron favorables para el desarrollo del fitobenton, de acuerdo con Komulaynen (2002) quien afirma que los cambios en el flujo del agua conllevan a la depositación de materiales y subsecuente destrucción de las comunidades algales. Estos acúmulos de sedimentos y materia orgánica en lugares con baja corriente pudieron ser colonizados por algas móviles (Stevenson, 1996b) pertenecientes a los géneros *Caloneis*, *Nitzschia*, *Pinnularia* y *Triblionella*.

En marzo, la finalización de esas obras, resultó en la rectificación del cauce del canal y la ausencia de rastros de las modificaciones previamente realizadas, con aumentos de la riqueza de especies y diversidad del fitobenton en relación a septiembre. Sin embargo las altas concentraciones de sólidos en suspensión y la turbidez en el agua en marzo, estarían indicando la existencia de otras obras hidráulicas en ejecución aguas arriba de ambos sitios estudiados. En coincidencia con los efectos del dragado de sedimentos observados por Licursi y Gómez (2009) en un arroyo pampeano, en nuestro muestreo las condiciones de luz resultantes de la ejecución de obras hidráulicas, podrían haber limitado el desarrollo del fitobenton, dada la menor abundancia y biomasa algal en CV-II (sitio que podría considerarse invariable en su condición entre fechas) con respecto a septiembre.

Por lo anteriormente expuesto, las modificaciones en el Canal de Vinculación generaron áreas casi desprovistas de algas y otras áreas con predominancia de diatomeas (principalmente de los géneros *Navicula* y *Nitzschia*) a nivel local, sin consecuencias aguas abajo. La movilidad de estos taxa (Majewski *et al.*, 2012) puede haberles permitido subsistir en

estos momentos de baja estabilidad de los sustratos (Moss, 1977) y posteriormente prosperar luego de finalizada la perturbación. Luego de la restitución del funcionamiento normal del canal, aumentaron la riqueza específica y la diversidad y no se encontraron diferencias en la composición específica entre los dos sitios de CV, que compartieron el 65 % de los taxa. Asimismo, de acuerdo con lo observado por Licursi y Gómez (2009), es posible que el aumento en la riqueza de especies del fitobenton del Canal de Vinculación se deba al repoblamiento de taxa algales transportadas desde aguas arriba, tomando en consideración la similitud del 40% con los taxa del Canal Mercante.

La segunda hipótesis que se planteó en la introducción de este capítulo de la tesis: *“la movilización de los sedimentos debido a la ejecución de obras hidráulicas genera perturbaciones que afectan a la comunidad epipélica”* es aceptada, de acuerdo a lo mencionado anteriormente. En las obras hidráulicas realizadas, las alteraciones en el flujo resultaron en modificaciones en las condiciones de luz y sustrato disponible para el asentamiento de la comunidad bentónica. Estos factores fueron limitantes para el desarrollo del fitobenton, aunque estas perturbaciones tuvieron un efecto local o puntual y de escasa duración.

● Los dos momentos hidrológicos seleccionados para realizar este estudio no coincidieron con lo esperado en relación con las precipitaciones ocurridas, dando como resultado la ausencia de diferencias temporales significativas entre ambos momentos de este estudio, a excepción de la riqueza de especies del fitobenton que fue mayor en marzo. Luego del período de lluvias y mayores temperaturas del verano, el nivel del agua aumentó (tal como se deduce de la menor distancia desde el pelo del agua hasta el puente en los sitios estudiados), a excepción de RAS que está regulado por compuertas. Posiblemente esta época de precipitaciones haya generado aumentos en la velocidad de la corriente, produciéndose fenómenos de erosión y transporte en los sedimentos. Posteriormente, la ausencia de precipitaciones en los días cercanos al muestreo de marzo resultó en disminuciones en las velocidades de corriente registradas, produciéndose la sedimentación de algas planctónicas que fueron colectadas junto con las algas típicamente bentónicas. De este modo, los cambios hidrológicos tuvieron incidencia en la composición y abundancia relativa del fitobenton. El valor de erosividad moderada calculada indica que los fenómenos de erosión y sedimentación son ambos comunes en este sector y por lo tanto el seguimiento en el tiempo a lo largo del ciclo hidrológico es fundamental para interpretar la dinámica del benton y su interrelación con el plancton. En relación con esto, cabe destacar que las velocidades de corriente registradas

en este sector de la cuenca en las fechas estudiadas fueron menores a las citadas por Allan y Castillo (2007) como requeridas para permitir la erosión de sedimentos.

En relación con lo mencionado en el párrafo anterior, la tercera hipótesis planteada para el estudio de este sector de la cuenca: *“los procesos de erosión/sedimentación derivados del efecto de las precipitaciones producen cambios en la estructura y composición de la comunidad epipélica”* es aceptada, dado que la composición algal varió en diferentes situaciones hidrológicas.

Se sabe que en ambientes lóticos naturales los componentes de su morfometría y variaciones en la constitución del lecho pueden tener un rol preponderante en el desarrollo de las comunidades bentónicas (Peterson, 1996). En canales artificiales, en cambio, donde la sección y el recorrido son regulares, las principales variables forzantes actuantes sobre el bentos estarán más relacionadas con la velocidad y el nivel del agua (Reynolds, 1992). Los análisis estadísticos realizados utilizando la composición y abundancia algal confirman diferencias entre ríos y canales, presumiblemente debido a las características físicas enunciadas anteriormente. Según los análisis discriminantes realizados, en los sitios de río hay mayor abundancia de individuos y de células, así como mayor concentración de fósforo y mayor velocidad de corriente, que en los canales.

El Canal Mercante resulta un buen sitio para interpretar estos factores debido a que en este canal el flujo no está influenciado por lagunas ni presenta una regulación por medio de compuertas. En este sitio en septiembre el fitobenton estuvo representado principalmente por organismos típicamente bentónicos y con desarrollo de talos de la macroalga *Enteromorpha salina*. La presencia y distribución espacial de esta macroalga resultó en una mayor dispersión entre réplicas para la variable clorofila *a* epipélica. En marzo, algunas especies bentónicas estuvieron ausentes o fueron menos abundantes, mientras que otras especies catalogadas como planctónicas se registraron sobre este sustrato dando como resultado una mayor riqueza específica; asimismo se homogeneizó la distribución horizontal de las especies (Dos Santos *et al.*, 2010).

El sitio de río con menor influencia antrópica en la regulación de su flujo es Ruta 42. En este sitio en septiembre el fitobenton presentó un buen desarrollo con altas concentraciones de clorofila *a* y abundancia de individuos y células con alta proporción de taxa de hábitos bentónicos. En marzo, luego del período de precipitaciones, se registró un aumento en la altura hidrométrica y la velocidad de corriente registrada fue la mayor de todos los sitios, y se encontraron taxa de hábitos planctónicos en la biota del sedimento. Así, en los ambientes lóticos naturales es posible que la heterogeneidad en la morfometría y en la constitución del

lecho permita el desarrollo del fitobenton y la persistencia en los sedimentos de taxa de origen planctónico que decantaron desde la masa de agua. En este sitio de río se registró la mayor transparencia del agua, y de acuerdo con Steinman y McIntire (1986), bajo estas condiciones de luz las altas velocidades de corriente tienen efectos positivos en el desarrollo algal bentónico. La mayor riqueza de especies del fitobenton en marzo podría deberse también a que fue un período posterior al de precipitaciones intensas, y de acuerdo con Gasith y Resh (1999), estas situaciones ambientales se corresponden con mayores abundancias.

Por lo anteriormente expuesto, se sugiere que:

- En los canales los cambios hidrológicos inciden directamente sobre la estructura, composición y biomasa del fitobenton, donde las principales variables forzantes actuantes sobre el bentos estarían más relacionadas con la velocidad del agua.
- En los sitios de río, en cambio, el rol preponderante en el desarrollo de las comunidades bentónicas estaría desempeñado por componentes de su diversidad de nichos y heterogeneidad espacial, por lo que los cambios hidrológicos no serían los principales factores que regulen el desarrollo algal bentónico.

Estas diferencias son especialmente críticas si se considera que los canales, contruidos para desaguar la Pampa Arenosa en momentos de inundación, tienen un mayor dinamismo dado por el transporte de volúmenes de agua en forma de “pulsos”. Por el contrario, los sistemas naturales estudiados reciben un aporte continuo de agua proveniente de los sectores superiores de la cuenca.

Por otro lado, los resultados de este estudio, en coincidencia con lo descripto por Sierra y Gómez (2010) y Law *et al* (2014), demuestran que los nutrientes disueltos fueron influyentes en las comunidades algales bentónicas. Los aportes antrópicos de nutrientes en el Arroyo Saladillo se reflejan en la abundancia, biomasa y composición del fitobenton. Así, las concentraciones de fósforo total mayores a 2500 µg/L y de nitrógeno total mayores a 12 mg/l permitieron el desarrollo de una comunidad dominada por cianobacterias filamentosas, como *Anabaena* sp., *Leptolyngbya subtilis* y *Phormidium okenii* que fueron citadas como de ambientes eutróficos a hipereutróficos y muy tolerantes a las altas concentraciones de nutrientes (Komárek y Anagnostidis, 2005; Porter, 2008). Las diatomeas mejor representadas

en el Arroyo Saladillo fueron *Anomoeoneis sphaerophora*, *Halamphora coffeaeformis*, *Nitzschia frustulum* y *Nitzschia sigma*, todos taxa típicos de ambientes eutróficos (Kramer y Lange-Bertalot 1986, 1988; Majewska *et al.*, 2012; Porter, 2008; Van Dam *et al.*, 1994). Estas diatomeas fueron registradas en estudios previos en la cuenca del río Salado (O'Farrell, 1993; Solari y Claps, 1996; Vinocur *et al.*, 1994) y en otros cuerpos lóticos pampeanos (Giorgi *et al.*, 2003; Gómez y Licursi, 2001; Licursi y Gómez, 2002) bajo menores concentraciones de nutrientes o con concentraciones similares a las del Arroyo Saladillo (Sierra y Gómez, 2007).

Las concentraciones de pigmentos clorofílicos (activos y principalmente degradados) fueron altas en este sitio, así como la abundancia de células; además las algas filamentosas suelen tener una distribución agregada, lo que explicaría la dispersión de los valores de clorofila *a* epipélica.

VII. Conclusiones

- ❖ En el período estudiado las escasas variaciones meteorológicas permitieron reflejar diferencias entre los sitios estudiados que pueden relacionarse con las concentraciones de nutrientes, los aportes de sales, la capacidad dilutoria de lagunas y los efectos a escalas pequeñas de la remoción de sedimentos como consecuencia de obras hidráulicas.
- ❖ La composición y la abundancia del fitobenton reflejan la naturaleza del cuerpo de agua lótico estudiado así como también la dinámica temporal en relación con las condiciones hidrológicas.
- ❖ Las velocidades de corriente superficiales registradas en forma instantánea en un cuerpo de agua lótico son útiles para ayudar a interpretar las condiciones hidrológicas. Sin embargo, la composición y abundancia del fitobenton permiten evidenciar más ajustadamente los fenómenos de erosión/depositación derivados de fluctuaciones en la velocidad de corriente y las modificaciones en la disponibilidad de luz vinculadas al movimiento de las partículas.
- ❖ Se concluye que el fitobenton resulta útil como indicador de los cambios ambientales en base a las relaciones halladas con las variables utilizadas y analizadas estadísticamente.

Capítulo 5

ANÁLISIS DEL EFECTO DE VARIABLES CONTROLADAS EN LABORATORIO

ANÁLISIS DEL EFECTO DE VARIABLES CONTROLADAS EN LABORATORIO

En los capítulos anteriores, donde se analizaron los resultados de los estudios a escala de cuenca o de un sector de cuenca, pudo observarse que la concentración de sales y de nutrientes son los principales factores que determinan tanto la biomasa como la composición del fitobenton, pudiéndose señalar diferencias en el desarrollo y abundancia algal en relación con diferentes concentraciones de nutrientes y sales. También se identificaron, en coincidencia con lo expresado por Horner *et al.* (1990), los efectos negativos que producen en el desarrollo algal tanto el sombreado como la erosión, que son el resultado de la movilización de sedimentos ya sea por actividades humanas (resultando en resuspensión de partículas o modificaciones del sustrato), como también debido a fenómenos naturales como las precipitaciones (generando mayores velocidades de corriente y el consiguiente transporte de partículas, así como la posterior sedimentación de esos materiales al disminuir la velocidad del agua).

En este sentido, Wetzel (1983) indica como factores de influencia fundamental para las algas bentónicas de cuerpos de agua lóticos a la luz, la disponibilidad de nutrientes, la velocidad de corriente y la herbivoría. Tomando en consideración que estos dos últimos factores son difíciles de discriminar en estudios de campo y que las interacciones entre los efectos de las variables individuales son generalmente sinérgicas (Crain, 2008), en este capítulo se analizarán en forma aislada el efecto de la velocidad de corriente y del pastoreo sobre el fitobenton mediante experiencias de laboratorio que, según Guasch y Serra (2009) tienen la ventaja de controlar las condiciones ambientales y analizar las interacciones biológicas.

A. VELOCIDAD DE CORRIENTE

I. Introducción

La velocidad de corriente es una variable que afecta la estabilidad del sustrato y por consiguiente influye en la composición y densidad del fitobenton. Se han realizado muchos estudios a campo y en laboratorio para determinar las velocidades óptimas para el desarrollo de algas adheridas principalmente a sustratos duros (Abe *et al.*, 2000; Biggs y Hickey, 1994; Boston y Hill, 1991; Jowett y Biggs, 1997; Kawamura y Hirano, 1997; Lamb y Lowe, 1987;

Wendker, 1992). En nuestro país se destacan los trabajos de Giorgi (1998) y Giorgi *et al.* (2003) en campo y de Cocheró (2013) y Cocheró *et al.* (2015) en laboratorio quienes realizaron experimentos utilizando comunidades bentónicas de la llanura pampeana.

Stevenson (1996b) afirma que las velocidades de corriente favorables para el desarrollo algal dependen de los taxa dominantes, de la concentración de nutrientes en el ambiente y de la densidad de algas en el sustrato, y que las velocidades óptimas son bajas en comunidades pobremente adheridas al sustrato. Boltovskoy *et al.* (1995) señalan que velocidades de corriente de 3 cm/s son suficientes para desplazar partículas de detritos orgánicos o barro orgánico-mineral, por lo que se requieren de menores velocidades de corriente para permitir el desarrollo de las comunidades. Se han realizado muy pocos estudios respecto a los efectos de estas velocidades de corriente en las comunidades epipélicas.

En los estudios realizados a campo presentados en los capítulos previos, se observó que a velocidades de corriente relativamente altas se incrementa el movimiento de sedimentos pudiendo reducir el desarrollo algal, pero no se pudo identificar la velocidad umbral a partir de la cual la velocidad de corriente sea la variable forzante sobre el epipelón. Por lo anteriormente expuesto, en este capítulo se analiza el efecto de velocidades de corrientes mínimas para interpretar sus efectos en las comunidades naturales halladas en la cuenca.

El **objetivo** de esta experiencia fue evaluar los efectos de los cambios en la velocidad de la corriente del agua sobre la estructura del epipelón a la escala en que se producen procesos de resuspensión y sedimentación.

II. Materiales y métodos

Diseño experimental

Se utilizaron tres acuarios de 662,7 cm² de área cada uno (Fig. 1). Los acuarios se conectaron formando un sistema único cerrado para mantener las mismas condiciones químicas entre ellos y asegurar el mismo inóculo algal. Se utilizó un tanque (Abe *et al.*, 2000) de 50 litros de capacidad llenado con agua subterránea del acuífero Puelche que se acondicionó con los valores de pH y conductividad registrados en el sitio donde se extrajeron las muestras de epipelón. En este diseño, el agua recirculaba desde los acuarios al tanque por gravedad (Guasch y Serra, 2009). Mediante una bomba sumergible colocada en el tanque y válvulas en la entrada de cada uno de los acuarios (Abe *et al.*, 2000) se establecieron las

velocidades de corriente a utilizar. Esta bomba contaba con un filtro para impedir el posible pasaje de algas a los acuarios. El ingreso de agua a cada acuario se implementó a través de un tubo transversal con una ranura para prevenir el exceso de turbulencia. Los acuarios fueron aislados con nylon negro para evitar la entrada de luz solar e iluminados con 200 LED de 655 nm y 1300 mCd de intensidad siguiendo un fotoperíodo de 12/12 hs.

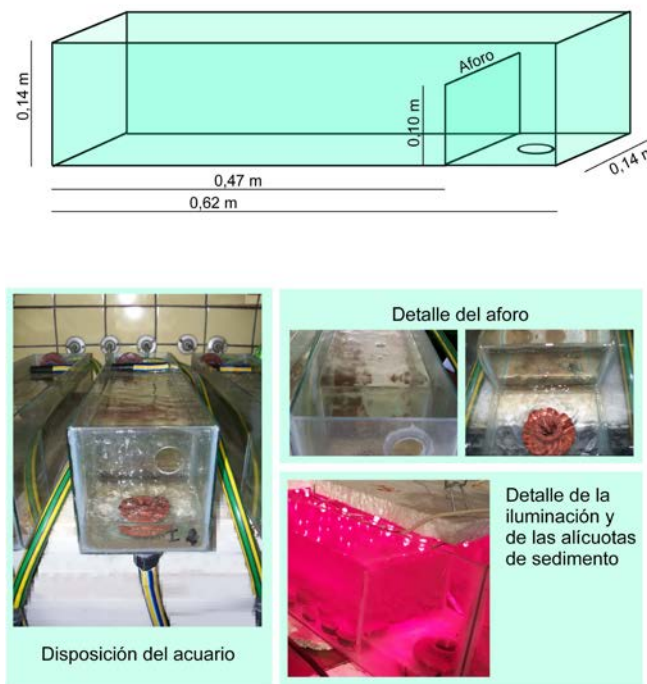


Figura 1: Detalle del diseño de la experiencia. Superior: esquema con las medidas de cada uno de los tres acuarios. Inferior izquierda: disposición de la válvula de salida del agua en uno de los acuarios. Inferior derecha: detalle de la iluminación y de la disposición de las alícuotas de sedimento.

Las velocidades de corriente utilizadas (Casco *et al.*, 2012) fueron:

- 0,03 cm/s (acuario L: **lento**),
- 0,15 cm/s (acuario I: **intermedio**) y
- 0,3 cm/s (acuario R: **rápido**).

Obtención del epipelon en el campo y preparación de la experiencia

Se colectó sedimento colonizado por epipelon en el Canal Mercante. Se seleccionó este sector de la cuenca por tener un sedimento conformado por granulometría fina (principalmente limos, arcillas y arenas finas) tal como fue resaltado en el capítulo “Análisis extensivo de la cuenca”. Las características del sustrato (formado por partículas sueltas de granulometría fina) en este sector de la cuenca permiten utilizar a estos sedimentos para el estudio del epipelon siguiendo el objetivo propuesto.

En el laboratorio el sedimento se homogeneizó y se completaron 144 recipientes (alícuotas) de 6,16 cm² de superficie y 1 cm de altura cada una, que fueron distribuidos equitativamente en los tres acuarios (Fig. 1). El agua del tanque se acondicionó con las características del agua del Canal Mercante al agregarle NaCl y una solución de PO₄HK₂ y NO₃K, alcanzándose los valores de pH (8,3), conductividad (23.900 µS/cm) y nutrientes (600 µg de fósforo y 6.000 µg de nitrógeno) registrados en el campo.

Diariamente se midió el pH, la conductividad, la temperatura, la turbidez y el oxígeno disuelto en el agua contenida en el tanque mediante un sensor múltiple Horiba U10 y un oxímetro YSI. Luego de un período de estabilización de los sedimentos, cada 4 días se extrajeron al azar tres réplicas para análisis de clorofila *a* y dos réplicas para conteo algal de cada uno de los acuarios, durante 12 días.

Presuponiendo la existencia de una diferenciación en sectores (entrada del agua, sector medio, salida del agua) en cada uno de los acuarios (Abe *et al.*, 2000), la extracción de las réplicas se realizó mediante un diseño estratificado al azar. Las réplicas destinadas al análisis de clorofila *a* fueron refrigeradas hasta su posterior procesamiento, y las réplicas destinadas a la cuantificación de la comunidad algal epipélica fueron fijada con formol al 5%. El análisis de la concentración de clorofila *a* se realizó siguiendo el método de Lorenzen (1967) y la modificación de Varela (1981). La cuantificación de las algas del epipelon se realizó siguiendo la metodología descripta en el capítulo “Análisis de un sector de la cuenca del río Salado sujeto a la ejecución de obras hidráulicas”.

Los datos de clorofila *a* fueron analizados estadísticamente mediante ANOVA de una vía con medidas repetidas, previa verificación de la homogeneidad de las varianzas mediante test de esfericidad. La abundancia del epipelon fue expresada mediante N° individuos/cm² y N° células/cm². Se calcularon la riqueza específica y los Índices de Diversidad de Shannon-Wiener en cada tratamiento.

III. Resultados

Los parámetros físico-químicos del agua se mantuvieron constantes a lo largo de la experiencia (Tabla 1), con excepción de la turbidez (Fig. 2). El mayor valor de turbidez se registró en el día 0 al comienzo de la experiencia. El día 7 se registró un valor mayor de turbidez con respecto a la medición anterior (día 4) debido a una pequeña falla en el funcionamiento de la bomba, que resultó también en aumento de la temperatura (Fig. 2).

Tabla 1: Valores promedio, desvíos estándar, mínimos y máximos de los parámetros del agua del tanque registrados durante los 12 días de la experiencia.

	promedio	Desvío estándar	mínimo	máximo
pH	8,81	0,18	8,3	8,90
Conductividad (mS/cm)	22,04	0,84	20,9	23,9
Turbidez (NTU)	12,6	7,65	6	30
Temperatura (°C)	22,07	1,49	20,3	24
Oxígeno disuelto (mg/l)	7,37	0,24	7,08	7,81
% saturación O ₂	91	2,72	86	96

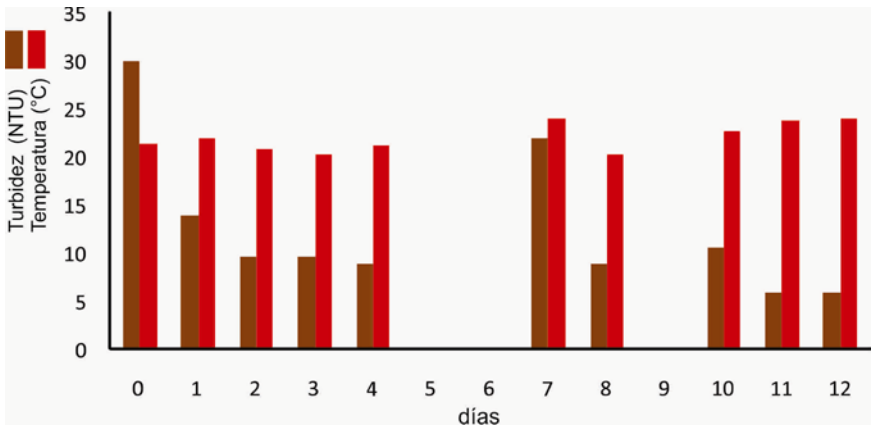


Figura 2: Valores de turbidez y temperatura del agua del tanque medidos diariamente durante la experiencia

El ANOVA univariante realizado con la clorofila *a* para verificar la sectorización (entrada del agua, sector medio, salida del agua) en los acuarios respecto al flujo de agua no resultó en diferencias significativas (p : 0.24), pudiendo entonces considerarse como réplicas para los análisis estadísticos posteriores. El ANOVA con medidas repetidas realizado con la

concentración de clorofila a resultó en ausencia de interacción entre los tratamientos y el tiempo, encontrándose diferencias significativas a lo largo del tiempo ($F_{3,18}$: 5,3176; p : 0,008) mientras que no hubo diferencias significativas entre tratamientos ($F_{2,6}$: 2,7813; p : 0,139).

En la Fig. 3 se observa que las concentraciones de clorofila a promedio fueron mayores en el acuario L. Entre los acuarios con velocidades de corriente mayores las concentraciones de clorofila a fueron similares alcanzando valores máximos de clorofila a de 65 y 50 mg/m^2 en I y R, respectivamente.

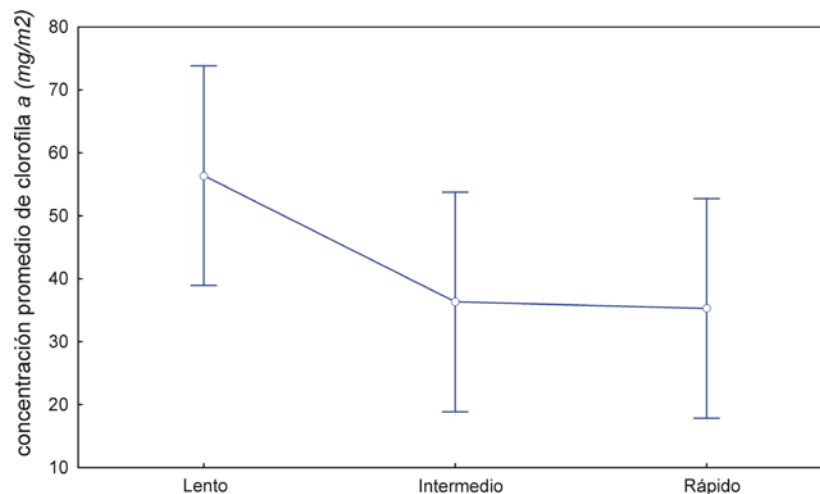


Figura 3: Concentración de clorofila a promedio y desvío estándar en cada uno de los acuarios.

En relación con el tiempo transcurrido a lo largo de la experiencia, se observa en la Fig. 4 un aumento en la concentración de clorofila a al comienzo de la experiencia alcanzándose las mayores concentraciones hacia el día 8 y disminuyendo posteriormente.

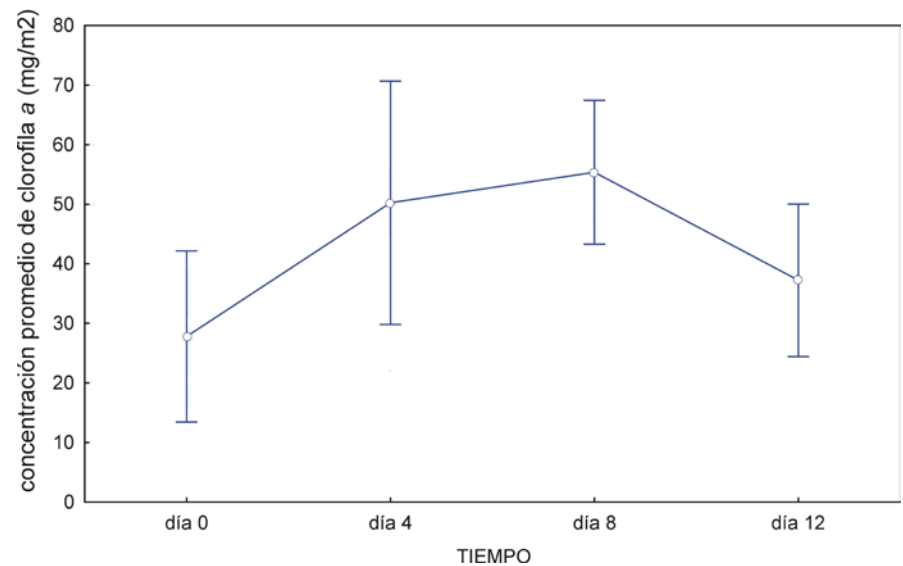


Figura 4: Concentración de clorofila *a* promedio y desvío estándar durante el experimento considerando todos los acuarios.

El test de Tukey demostró diferencias significativas entre los días 4 y 8 y el comienzo y final de la experiencia (Tabla 2).

Tabla 2: Resultados del test de Tukey para la variable clorofila *a* epipélica (grados de libertad: 18, α : 0,05)

	tiempo	1	2
1	Día 0		****
4	Día 12	****	****
2	Día 4	****	
3	Día 8	****	

La abundancia de los individuos algales fue mayor hacia el final de la experiencia, principalmente en los acuarios I y R (Fig. 5a). En la Fig. 5b se observa que las mayores abundancias en el epipelon a lo largo del tiempo se deben a mayores concentraciones de células, principalmente hacia el día 12.

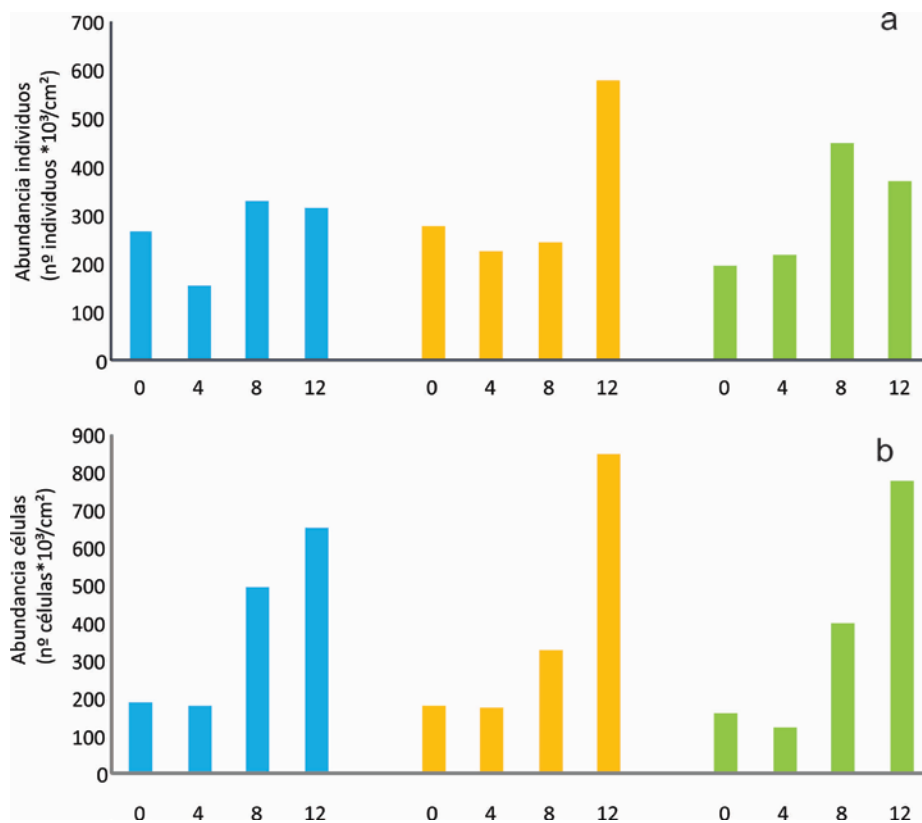


Figura 5: Abundancia promedio del epipelon en cada acuario y para cada fecha analizada. a) de individuos y b) de células (celeste: acuario lento, naranja: acuario intermedio, verde: acuario rápido).

Del total de 40 especies identificadas, (ANEXO Tabla 1) predominaron las diatomeas y las cianobacterias. Entre Las diatomeas *Achnanthes brevipes* y *Nitzschia frustulum* fueron dominantes en todos los acuarios en número de individuos (Fig. 6) y entre las cianobacterias *Leibleinia epiphytica* en número de células (Fig. 7).

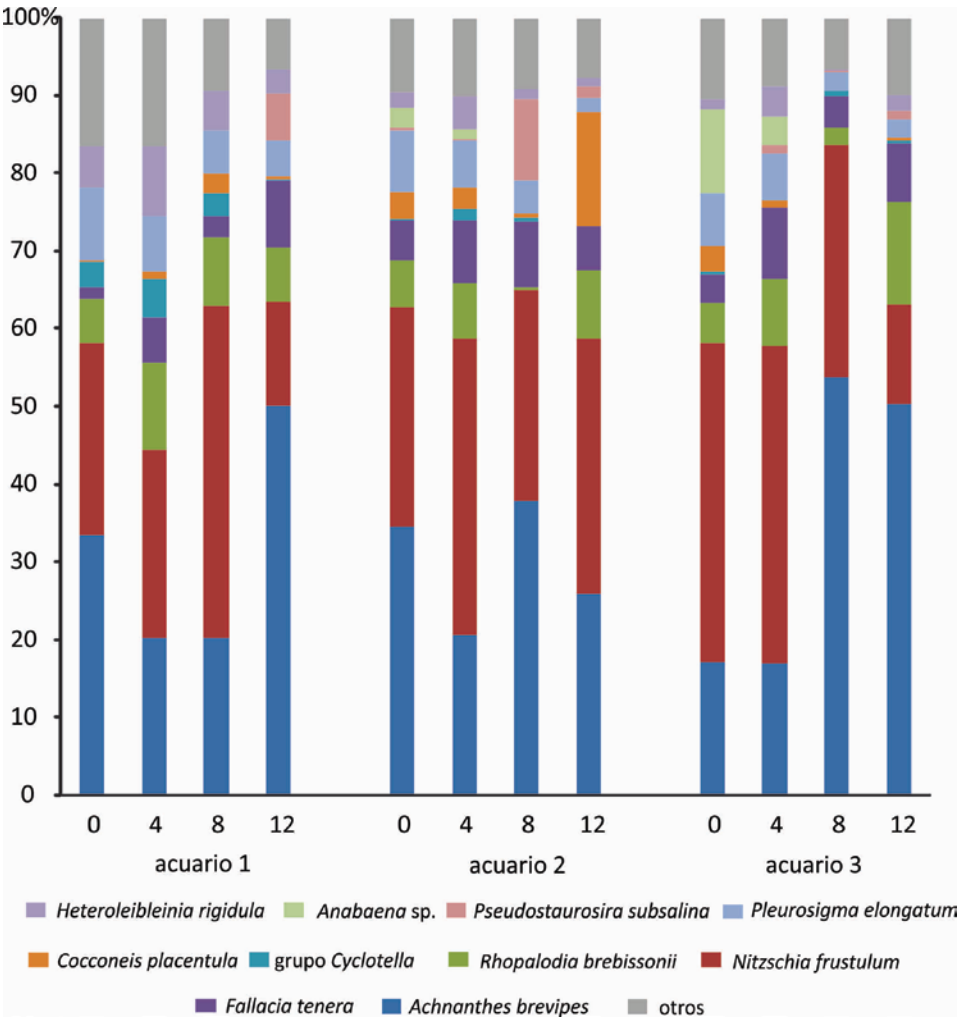


Figura 6: Número de individuos. Porcentaje de contribución de las especies más abundantes en cada acuario y fecha

En el día 12 se observa una mayor abundancia de células de cianobacterias filamentosas en todos los acuarios y una menor proporción de formas unicelulares como son las diatomeas (Fig. 7). Se destaca que la participación creciente de *Leibleinia epiphytica* no se corresponde con un aumento importante del número de individuos de esta especie.

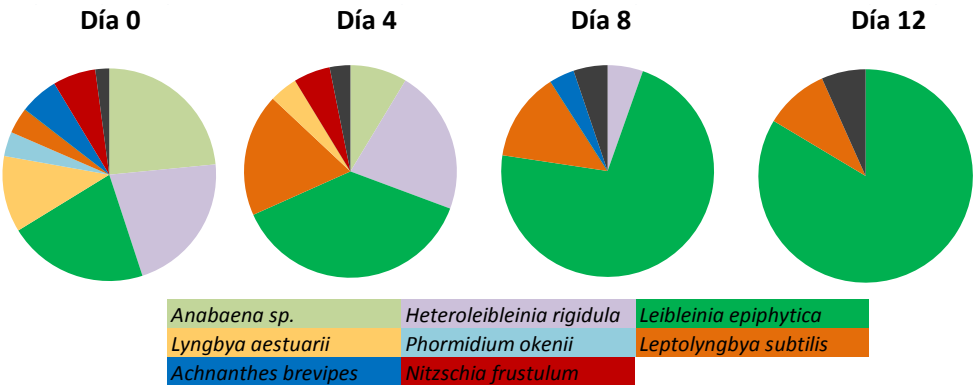


Figura 7: Número de células. Porcentaje de contribución de las especies más abundantes en cada fecha

El Índice de diversidad de Shannon - Wiener y la riqueza de especies disminuyeron a lo largo del tiempo en todos los tratamientos, destacándose los mayores valores en el acuario lento los días 0 y 4 (Tabla 3).

Tabla 3: Índice de diversidad de Shannon - Wiener y riqueza específica para cada acuario en cada momento estudiado (n=24)

		Índice de Shannon	Riqueza de especies
Día 0	lento	2,16	29
	intermedio	2,03	25
	rápido	2,03	24
Día 4	lento	2,36	24
	intermedio	2,08	25
	rápido	2,02	24
Día 8	lento	1,96	23
	intermedio	1,86	24
	rápido	1,38	21
Día 12	lento	1,77	21
	intermedio	1,90	20
	rápido	1,75	20

IV. Discusión y conclusiones

Estas experiencias se realizaron con velocidades de corriente mínima, en búsqueda de un rango en el que pudieran discriminarse los fenómenos de resuspensión y sedimentación. Los valores elegidos, a su vez, correspondieron con velocidades registradas en el ambiente natural. En los valores de velocidad de corriente analizados se verificó un efecto sobre la biomasa (clorofila *a*) del epipelón. Se encontraron diferencias que, aunque fueron no significativas, se observaron entre la velocidad de 0,03 cm/s respecto a las dos mayores velocidades a partir de los resultados de diversidad, riqueza de especies y clorofila *a*. Por lo tanto se concluye que el umbral para las variables forzantes estaría entre dicho valor y los 0,15 cm/s. A menores velocidades la mayor dispersión entre réplicas de clorofila *a* se asociaría a una distribución agregada de las poblaciones algales en el sedimento, indicando que podrían estar manifestándose otras variables tales como las estrategias reproductivas y los patrones de

crecimiento de las algas y los efectos del pastoreo. A mayor velocidad, tal como se ve en las velocidades I y R, la distribución espacial tendió a ser más uniforme.

Se produjeron cambios rápidos en el epipelón, que se evidenciaron en la biomasa algal (con diferencias significativas) y en aumentos en la densidad de organismos y pérdida de la diversidad en el tiempo; con respecto a los tratamientos, ninguna de las velocidades testeadas resultó excluyente para las especies de la comunidad epipélica estudiada.

Los individuos más abundantes en todos los acuarios y fechas fueron diatomeas pennadas. *Achnanthes brevipes*, que se caracteriza por vivir adherida a sustratos (Krammer y Lange-Bertalot, 1991) produciendo abundante mucílago que incluso puede incrementarse en condiciones de deficiencia de nutrientes (Guerrini *et al.*, 2000), y *Nitzschia frustulum*, que es típica del fitobenton, fueron las más abundantes. Posiblemente la presencia de la primera especie produzca mayor estabilidad de los sedimentos a través de la secreción mucosa y esa misma cualidad haya permitido su predominancia en todas las velocidades de corriente.

Las mayores concentraciones de clorofila *a* epipélica en los primeros días de la experiencia no coincidieron con la biomasa de microalgas cuantificadas debido a la presencia de talos de la macroalga *Enteromorpha* sp. en distintos estadios de crecimiento que no pudieron extraerse en la manipulación de las muestras para el análisis de clorofila *a*. En el tiempo, en todos los tratamientos se produjo una disminución de esta macroalga con una tendencia a la dominancia de la cianobacteria *Leibleinia epiphytica*. Así, el mayor desarrollo de cianobacterias hacia el final de la experiencia resultó en un aumento del número de células pero, por su pequeño tamaño, no se reflejó en el aumento de la biomasa algal.

Los aumentos de biomasa en todos los acuarios hacia el día 4 podrían deberse al efecto del agregado de nutrientes al comienzo de la experiencia, en coincidencia con lo observado por Andersson y Brunberg (2006) en un estudio realizado a campo, donde observaron rápidos aumentos de la biomasa fitobentónica en respuesta al agregado de nutrientes. Estos autores registraron una concentración inicial de clorofila *a* bentónica promedio de 24,4 mg/m² y se alcanzó la máxima biomasa al día 8 con 62,2 mg/m²; coincidentemente, en esta experiencia realizada en laboratorio se registraron al comienzo 27,8 mg/m² y en el día 8 la biomasa fue de 55,3 mg/m². Andersson y Brunberg (2006) concluyen a partir de su estudio que el nitrógeno favorece mayormente el desarrollo del microfitobenton y en menor medida el agregado de fósforo. En esta experiencia, es posible que el consumo de los nutrientes haya resultado en una limitante al desarrollo algal hacia el final, y el mayor desarrollo de Oscillatoriales posiblemente se deba a la capacidad de estas algas de fijar nitrógeno atmosférico (Staal, 1995).

A diferencia de otros estudios realizados en laboratorio en que los ensambles de diatomeas modifican su estructura en respuesta a cambios en variables físico-químicas (Cochero *et al.*, 2015), en esta experiencia se observa que los mayores cambios florísticos ocurrieron entre clorofitas y cianobacterias, mientras que las diatomeas fueron predominantes y no mostraron respuestas a las diferentes velocidades de corriente estudiadas así como tampoco variaron a lo largo del tiempo.

B. PASTOREO

I. Introducción

Las investigaciones realizadas anteriormente se basaron en la relación del desarrollo del epipelon con factores ambientales y recursos (McIntire *et al.*, 1996; Dodds y Whiles, 2010); quedando por analizar el efecto del pastoreo ejercido por algunos de los principales constituyentes del zoobenton sobre el fitobenton. Se conoce que las algas asociadas a un sustrato son fuertemente reguladas por herbívoros más frecuentemente en ambientes lóticos que en otros ecosistemas (Colletti *et al.*, 1987; Feminella y Hawkins, 1995). Biggs (1995) establece que el efecto del pastoreo sobre el fitobenton puede ser un factor importante que controle la biomasa en ambientes lóticos, particularmente donde los ríos tienen estabilidad de los sedimentos o en períodos de inundaciones poco frecuentes.

Los resultados de la interacción comunidad algal – herbívoro pueden verse afectados por el tipo de herbívoro, la densidad de herbívoros y el estado de desarrollo de la comunidad algal en el momento de la interacción (Steinman, 1996). Cada tipo de herbívoro puede afectar de manera diferente los ensambles algales, y estos efectos pueden ser detectados en algunos casos a partir de la biomasa de la comunidad y en otros casos por medio de cambios taxonómicos (Lamberti *et al.*, 1987). Colletti *et al.* (1987) señalan que diferentes densidades de herbívoros determinan la abundancia, composición y fisonomía de comunidades de diatomeas lóticas.

En el bentos de ambientes acuáticos de la provincia de Buenos Aires, se encuentran anfípodos y gasterópodos. El anfípodo *Hyaella curvispina* es citado comúnmente en ambientes dulceacuícolas de Argentina y es abundante en el bentos de ambientes pampásicos (Giorgi y Tiraboschi, 1999; Poretti *et al.*, 2003; Spaccesi y Rodríguez Capítulo, 2009), encontrándose también asociado a las macrófitas (Casset *et al.*, 2001). Análisis de los contenidos estomacales de *Hyaella curvispina* realizados por Saigo *et al.* (2009) señalan que

estos anfípodos son principalmente detritívoros, alimentándose también de tejidos vegetales, mientras que el ítem alimentario de algas filamentosas se encuentra en menor proporción y frecuencia. Estos autores concluyen que *H. curvispina* integra el grupo funcional trófico de los colectores recolectores siendo además un triturador facultativo. Estudios realizados por Casset *et al.* (2001) en arroyos de la cuenca del río Luján, demuestran que su dinámica poblacional sigue un patrón estacional, con densidades máximas (1.267 individuos/m²) registradas en primavera, coincidiendo con la mayor abundancia de fitobenton.

Los gasterópodos son habitantes comunes del bentos en la provincia de Buenos Aires (Estebenet *et al.*, 2002; Spaccesi y Rodríguez Capítulo, 2009). En particular, el gasterópodo *Heleobia parchappii* (d'Orbigny 1835) es uno de los caracoles más comunes y abundantes de la fauna dulceacuícola y se encuentra en el centro, centro-oeste y norte de nuestro país (De Francesco y Tietze, 2011), habiéndose encontrado en el bentos de cuerpos lóticos pampeanos (Estebenet *et al.*, 2002; Spaccesi y Rodríguez Capítulo, 2009; Tietze, 2011). Estos animales requieren ambientes bien oxigenados y tienen la capacidad de tolerar aguas salobres (Tietze 2011). Se los puede encontrar sobre el sedimento del fondo, los hidrófitos o las piedras. Son animales omnívoros, alimentándose preferentemente de microorganismos (De Francesco y Tietze, 2011) y, según Darrigran y Lagreca (2005) son organismos poco selectivos.

En este apartado analizaremos el efecto de los pastoreadores sobre el fitobenton mediante experiencias de laboratorio controlando las variables forzantes discriminadas anteriormente: variaciones en la conductividad, concentración de nutrientes y velocidad de corriente.

Los **objetivos** de estas experiencias fueron:

- ✓ analizar el comportamiento de estos animales en relación a diferentes ofertas alimentarias;
- ✓ examinar el efecto de la densidad de pastoreadores en la biomasa del fitobenton del río Salado;
- ✓ estudiar los efectos de la actividad de cada pastoreador sobre el fitobenton mediante: la biomasa fitobentónica, la composición de los ensambles algales, la abundancia (densidad y biovolumen de taxa individuales) y la diversidad y riqueza de especies.

II. Experiencias de laboratorio

Se realizaron tres tipos de experiencias de acuerdo con los objetivos planteados:

- ✓ pruebas del comportamiento de los anfípodos y gasterópodos, en relación con posibles fuentes de alimento (experiencias I, II y III).
- ✓ evaluación a escalas cortas de tiempo del efecto de la densidad de pastoreadores en la biomasa de la comunidad epipélica (expresada como concentración de clorofila *a* activa y degradada y materia orgánica total); para conocer la densidad poblacional crítica de *Heleobia parchappii* y de *Hyaella curvispina* capaces de provocar una disminución en la biomasa fitobentónica (experiencias IV y V).
- ✓ análisis del efecto del pastoreo en la biomasa (expresada como concentración de clorofila *a*), composición y abundancia de la flora epipélica (experiencia VI).

En todos los casos se seleccionaron individuos adultos que fueron sometidos a un ayuno de 24 horas antes del comienzo de las experiencias.

Pruebas de comportamiento de los anfípodos y gasterópodos

Para realizar las pruebas de observación del comportamiento de los pastoreadores en forma representativa de la cuenca del río Salado, se utilizaron sedimento estéril, epipelon y algas filamentosas. El sedimento estéril fue obtenido a partir de sedimento proveniente de la cuenca y sometido a un tratamiento de tindalización. El epipelon utilizado en las experiencias fue colectado en el río Salado a la altura de la localidad de Roque Pérez en primavera, con una biota compuesta principalmente por diatomeas de los géneros: *Campylodiscus*, *Gyrosigma*, *Hantzschia*, *Navicula*, *Nitzschia* (grupo *Tryblionella*) y *Surirella*; y otras algas unicelulares como *Euglena* sp. y *Closterium* sp. Las algas filamentosas obtenidas pertenecieron a los géneros *Rhizoclonium*, *Oedogonium* (con algunas pocas bacterias epífitas) y *Lyngbya*.

Diseño experimental

Experiencia I

Se evaluó el grado de selección o preferencia del gasterópodo *Heleobia parchappii* por sedimento estéril, sedimento con una comunidad epipélica o con talos filamentosos.

Se utilizaron 4 bandejas con una superficie de 165 cm² cada una. En cada bandeja se dispusieron las tres fisonomías de manera tal que los gasterópodos pudieran moverse libremente entre ellas:

- 1) sedimento colonizado principalmente por diatomeas;

- 2) sedimento estéril;
- 3) una base de sedimento estéril sobre la que se colocaron macroalgas filamentosas.

Las bandejas fueron completadas lentamente con agua para no resuspender el sedimento y posteriormente se colocaron 10 individuos del gasterópodo en cada bandeja (densidad: 600 ind/m²). Se observó y registró la ubicación de los gasterópodos cada 15 minutos durante un mínimo de 7 horas.

Experiencia II

Destinada a explorar si el anfípodo *Hyaella curvispina*, que es un nadador activo, permanece en los áreas con alimento; así como observar si tiene preferencias en cuanto a las diferentes ofertas alimentarias.

Se utilizaron nueve recipientes cilíndricos con una base de 28 cm² y un volumen de 200 ml, a los que se les asignó tres tratamientos (Fig. 8):

- 1) en tres recipientes se colocó sedimento con epipelon;
- 2) a otros tres recipientes se agregaron algas filamentosas en el fondo;
- 3) en otros tres recipientes se colocó sedimento estéril.



Figura 8: Diseño del experimento II, donde se observan los tres recipientes destinados a cada tratamiento

Se completaron los nueve recipientes lentamente con agua, de manera de evitar la resuspensión de los sedimentos y permitir que más de la mitad del recipiente contenga sólo agua libre. Se colocaron tres individuos (densidad: 15 ind./l o 1.070 ind./m²) en cada uno de los recipientes (réplicas) (Fig. 8).

Se observó y registró la ubicación de los anfípodos cada 15 minutos y durante más de 7 horas discriminándose la presencia de organismos nadando en el agua libre.

Experiencia III

Estuvo destinada, al igual que el experimento anterior, a evaluar si el anfípodo *Hyaella curvispina* elige talos filamentosos, sedimento con epipelón o sedimento estéril.

En este caso se colocaron todos los tratamientos en un único recipiente para estudiar la elección que pueda hacer el anfípodo teniendo disponibilidad de todas las ofertas alimentarias. Se utilizaron tres recipientes rectangulares con una superficie de 153 cm² y capacidad de 1 litro, separados cada uno en tres compartimentos iguales mediante paredes de acetato; estas paredes tenían una altura aproximada a la mitad de las paredes marginales del recipiente, de manera que los anfípodos pudieran nadar libremente de un sector a otro (Fig. 9).

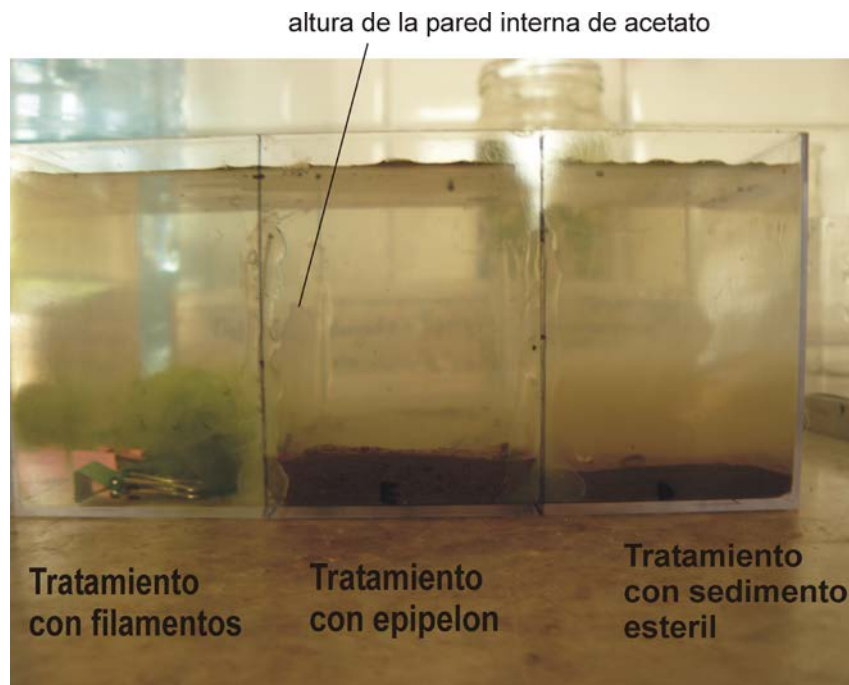


Figura 9: Diseño de la experiencia III, donde se pueden observar los tres tratamientos en cada recipiente. Se destaca la altura de la pared de acetato construida para separar los tratamientos, que es menor a la altura de la bandeja.

En cada uno de los compartimientos del recipiente se asignó un tratamiento:

- 1) algas filamentosas que fueron afirmadas en el fondo;
- 2) epipelon;
- 3) sedimento estéril;

Este diseño se realizó por triplicado (réplicas). Se completó el volumen de los recipientes con agua y se colocaron cinco individuos (densidad: 5 ind./l o 325 ind./m²) en cada una de las réplicas (Fig. 9).

Se observó y registró la ubicación de los anfípodos cada 15 minutos y durante 5 horas; además se registró si había organismos nadando o en las paredes de los recipientes.

Resultados

En la **experiencia I** se observó que en las primeras horas los gasterópodos no mostraron una preferencia por alguna fisonomía, mientras que con el transcurso del tiempo, estos organismos fueron seleccionando los sectores de la bandeja con alimento disponible, principalmente con epipelon (Fig. 10).

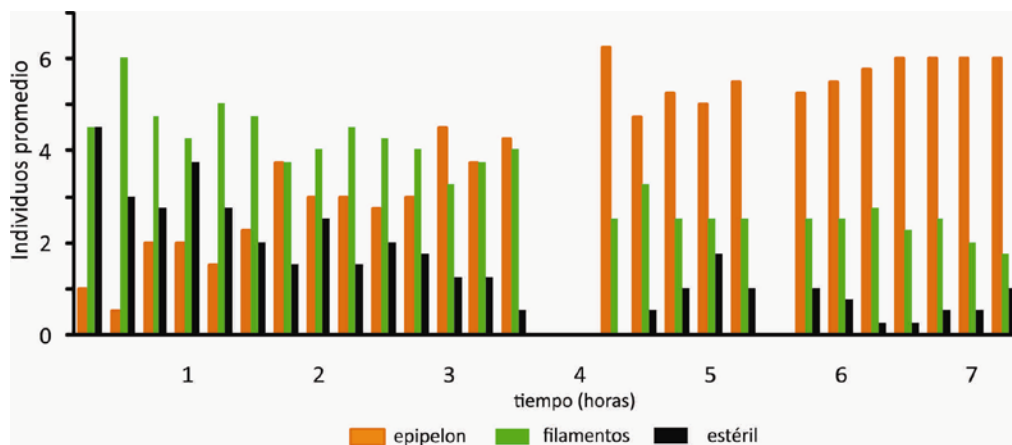


Figura 10: Número de individuos promedio de *Heleobia parchappii* en cada tratamiento, a lo largo de la experiencia (datos con un número de individuos menor al 85% del total fueron extraídos).

Los resultados de la **experiencia II** muestran que en todos los tratamientos los anfípodos pasaron más tiempo en el fondo de los recipientes que nadando en el agua libre (Tabla 4). En el tratamiento con algas filamentosas, se observa que los animales estuvieron casi todo el tiempo entremezclados con estas algas eventualmente nadando en el agua libre. Este resultado es diferente al encontrado en los tratamientos con sedimento, entre los cuales se

observa que los anfípodos pasaron más tiempo en el epipelon que en el sedimento estéril (Fig.11).

Tabla 4: Número total (sumatoria) de individuos de *Hyalella curvispina* observados en cada tratamiento y promedio de las 3 réplicas, durante toda la experiencia

	epipelon	agua libre	filamentos	agua libre	estéril	agua libre
sumatoria	221	40	258	3	206	55
promedio	7,6	1,4	8,9	0,1	7,1	1,9
desvio	1,2	1,2	0,3	0,3	1,3	1,3

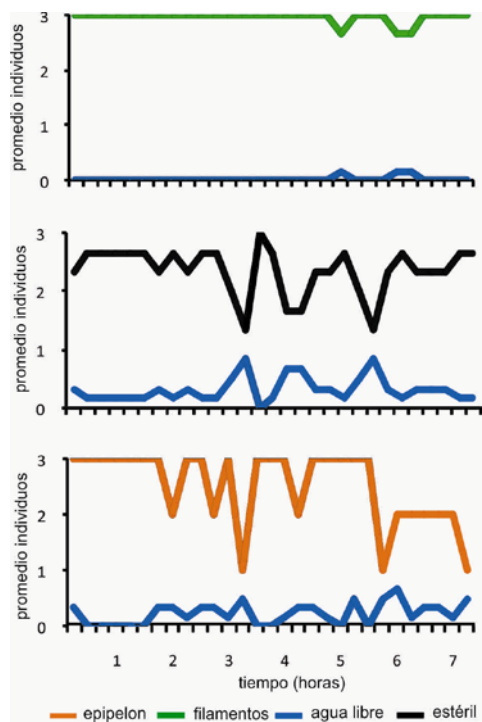


Figura 11: Promedio del número de individuos del anfípodo estudiado en el agua libre y sobre el sustrato en cada tratamiento a lo largo del tiempo. En las abscisas de los gráficos se representan las horas transcurridas y en las ordenadas el promedio de individuos de *Hyalella curvispina*.

A partir de la **experiencia III** se muestra que el número de anfípodos observados en el sedimento estéril durante toda la experiencia fue menor al observado en el epipelon o en el compartimento con algas filamentosas, sin poder evidenciarse una preferencia clara entre ambas posibles ofertas de alimento o refugio.

Es de destacar el alto número promedio de anfípodos nadando en el agua libre; esto podría indicar que el diseño de la experiencia fue adecuado, permitiendo a estos organismos moverse libremente entre los tratamientos (Fig. 12).

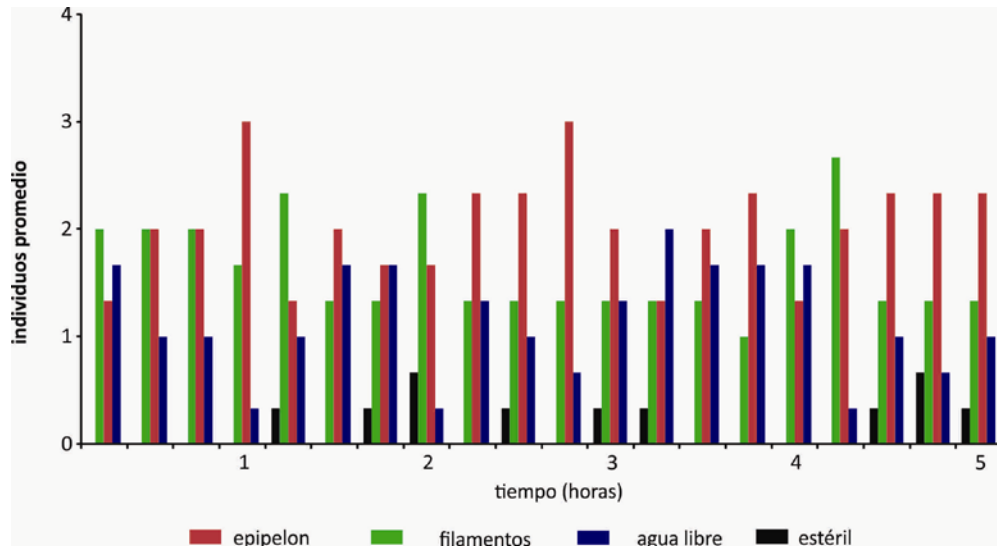


Figura 12: Número de individuos promedio de *Hyalella curvispina* en cada tratamiento a lo largo de la experiencia.

Las **experiencias de comportamiento (I, II y III)**, tuvieron como resultado un mayor tiempo de permanencia de los pastoreadores en el epipelon, lo que respaldó utilizar este tipo de sustrato/alimento para las siguientes experiencias.

Evaluación del efecto de la densidad de pastoreadores en la biomasa fitobentónica

En estas experiencias se intenta conocer la densidad de pastoreadores que pueda limitar el desarrollo algal epipélico.

Fueron realizadas utilizando una cámara de incubación Semedic I-290F que consta de una fuente de iluminación provista por 4 tubos fluorescentes de tipo GroLux o Fluora, diseñados para simular la luz solar; el fotoperíodo seleccionado fue de 12:12 y la temperatura fue de 19°C. Se utilizó sedimento proveniente de la cuenca del río Salado a la altura de la localidad de Roque Pérez, y compuesto por una comunidad epipélica desarrollada que fue mantenida dentro de la cámara de incubación con incorporación de nutrientes hasta el momento de comenzar con las experiencias.

Las densidades de animales seleccionadas para estas experiencias fueron determinadas a partir de la bibliografía. El número de anfípodos de *Hyalella curvispina* por unidad de área registrado en el campo por Casset *et al.* (2001) en un arroyo de la provincia de Bs. As. fue utilizado en la experiencia IV como referencia para seleccionar la densidad alta. En cuanto a la densidades de gasterópodos utilizadas en la experiencia V, fueron estimadas a

partir de estudios realizados en el campo con otros gasterópodos de tamaños similares (Estebenet *et al.*, 2002).

Diseño experimental

Experiencia IV

Se realizó para conocer la densidad del anfípodo *Hyaella curvispina* que resulte en una disminución en la biomasa de fitobenton. El epipelon previamente cultivado en la cámara de incubación fue homogeneizado y colocado en 12 recipientes de 51 cm². Estos recipientes fueron colocados en la cámara de incubación (Fig. 13) y se les adicionó agua; luego de un período de ayuno de 24 horas, se incorporaron los animales.

Los tratamientos asignados fueron:

- 1) en tres recipientes se colocaron tres individuos (densidad baja: 600 ind/m²);
- 2) en tres recipientes se colocaron seis individuos (densidad media: 1200 ind/m²);
- 3) en tres recipientes se colocaron nueve individuos (densidad alta: 1800 ind/m²);
- 4) otros tres recipientes se utilizaron como control, sin anfípodos.



Figura 13: Detalle del diseño de la experiencia, donde se observan los recipientes con epipelon y anfípodos en la cámara de incubación.

La elección de los tratamientos dentro de la cámara de incubación fue completamente al azar (Fig. 13). La duración de la experiencia fue de 3 días. Al finalizar, se extrajo de cada uno de los 12 recipientes una muestra para análisis de clorofila *a* y otra para materia orgánica.

Para extraer las muestras para determinación de la clorofila *a* epipélica y materia orgánica, se colocaron cilindros huecos con una superficie de 1,54 cm² en el sedimento y se extrajo la muestra de su interior a través del uso de pipeta. Las muestras destinadas al análisis de clorofila *a* fueron centrifugadas para eliminar el agua sobrenadante y colocadas en freezer para su posterior procesamiento (APHA, 1995). Para determinar la concentración de clorofila *a*, se siguió la metodología explicada en los capítulos anteriores.

La materia orgánica en el sedimento se determinó mediante el secado en estufa y posterior muflado para obtener el contenido de materia orgánica, tal como fue explicado también en los capítulos anteriores.

Las diferencias entre los tratamientos se verificaron mediante ANOVA univariado, previa verificación de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas.

Experiencia V

Estuvo destinada a conocer la densidad del gasterópodo *Heleobia parchappii* que provoque una disminución en la biomasa fitobentónica. El diseño fue similar a la experiencia anterior en cuanto a la colocación de epipelón en 12 recipientes de 51 cm² a los que se les añadió agua y fueron colocados en la cámara de incubación. Se incorporaron los pastoreadores y luego de 3 días se extrajeron muestras para análisis de clorofila *a* y materia orgánica a través del uso de una pipeta (Fig. 14).

Los cuatro tratamientos analizados fueron:

- 1) en tres recipientes se colocaron dos individuos (densidad baja: 390 ind/m²);
- 2) en tres recipientes se colocaron cuatro individuos (densidad media: 780 ind/m²);
- 3) en tres recipientes se colocaron ocho individuos (densidad alta: 1600 ind/m²);
- 4) tres recipientes se utilizaron como control, sin gasterópodos.

Las diferencias entre los tratamientos se analizaron también mediante ANOVA univariado.



Figura 14: Detalle de los recipientes con epipelón durante la extracción de las alícuotas para análisis de biomasa. Nótese los rastros del movimiento de los gasterópodos, luego de finalizada la experiencia.

Resultados

En la **experiencia IV** realizada con *Hyaella curvispina* se observa que a mayores densidades de pastoreadores, la biomasa del epipelón es menor (Fig. 15), aunque estas diferencias entre los tratamientos no fueron significativas ni para la clorofila *a* activa (p : 0,328) ni degradada (p : 0,507). La disminución de clorofila *a* en los tratamientos con *Hyaella curvispina* respecto al control fue de aproximadamente el 10%.

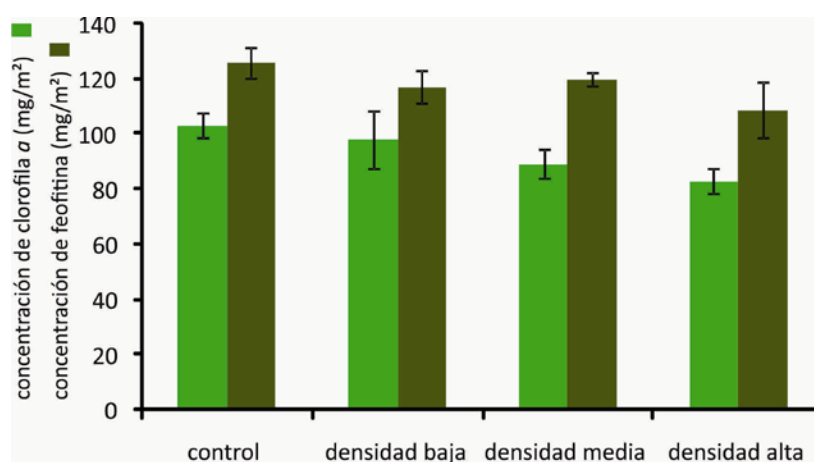


Figura 15: Concentración de clorofila *a* y feofitina en el epipelón en la experiencia realizada con diferentes densidades de anfípodos.

En cuanto a la materia orgánica de los sedimentos, en la Fig. 16 se observa que en los tratamientos con anfípodos fueron mayores las concentraciones registradas que en el tratamiento control, aunque estas diferencias no resultaron significativas ($p: 0,501$).

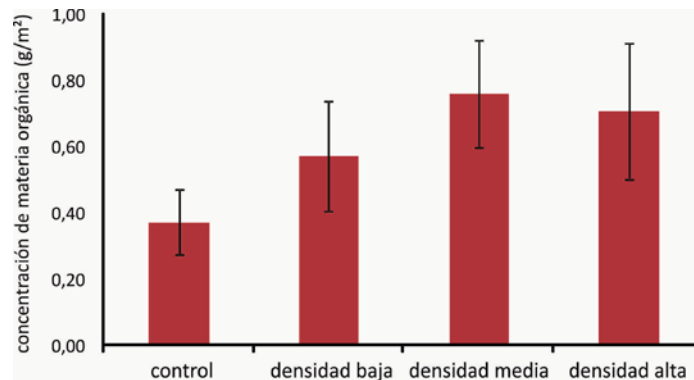


Figura 16: Concentración de materia orgánica de los sedimentos en la experiencia realizada con diferentes densidades de anfípodos.

Los resultados de la **experiencia V** realizada con *Heleobia parchappii* muestran que la presencia de los gasterópodos resultó en menores concentraciones de clorofila *a* ($p: 0,029$) y de feofitina (aunque no significativas, $p: 0,37$) con respecto al control, no observándose diferencias entre las distintas densidades de estos animales. La disminución de clorofila *a* en los tratamientos con *H. parchappii* respecto al control fue mayor al 40%. Se destaca la ausencia del desvío estándar en el tratamiento de densidades medias, debido a una falla en la extracción de una de las réplicas (Fig. 17).

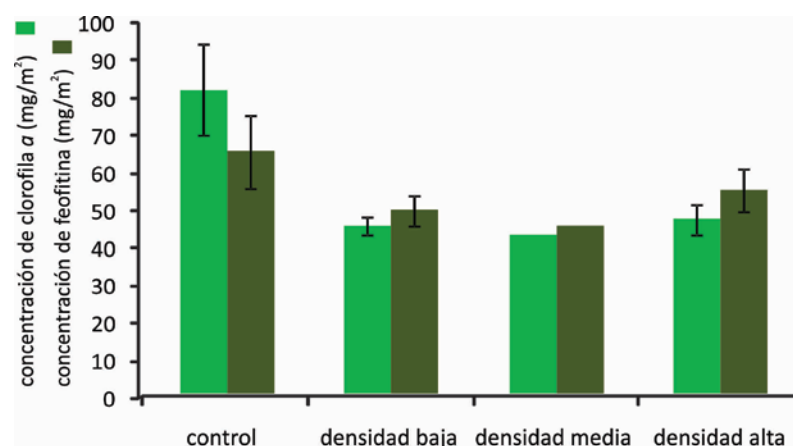


Figura 17: Concentración de clorofila *a* y feofitina en el epipelon en la experiencia realizada con diferentes densidades de gasterópodos.

El análisis de la materia orgánica de los sedimentos no resultó en diferencias entre los tratamientos ($p: 0,581$), tal como se observa en la Fig. 18.

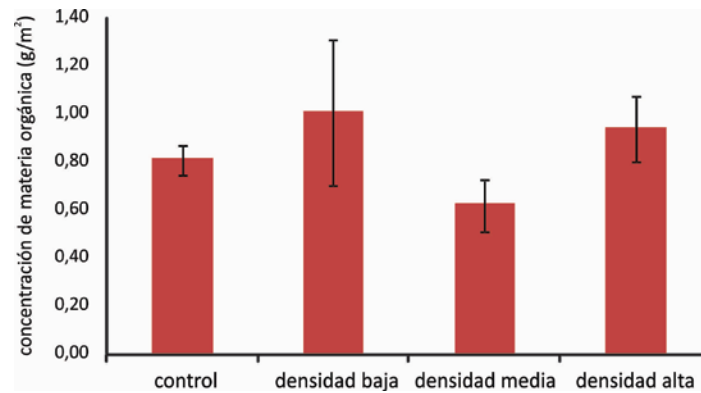


Figura 18: Concentración de materia orgánica de los sedimentos en la experiencia realizada con diferentes densidades de gasterópodos.

En resumen, en las **experiencias para evaluar el efecto de la densidad de pastoreadores (IV y V)**, no se observaron efectos diferenciales sobre el epipelon en relación con la densidad de pastoreadores utilizadas.

Análisis del efecto del pastoreo en la biomasa, composición y abundancia del fitobenton

Esta experiencia se realizó para analizar los efectos de la actividad de cada uno de los herbívoros sobre el fitobenton del Río Salado. Las respuestas de la comunidad se evaluaron sobre la biomasa, la composición específica, la diversidad y riqueza del microfitobenton.

Diseño experimental

Experiencia VI

El epipelon se colectó de la cuenca del río Salado a la altura de la localidad de Roque Pérez y fue mantenido en cámara de incubación durante 24 hs previo al inicio de la experiencia. Se realizaron dos tratamientos (*Hyaella curvispina* y *Heleobia parchappii*) con tres réplicas cada uno y un control (sin pastoreadores).

El sedimento conteniendo el microfitobenton fue homogeneizado y colocado en unidades extraíbles de 6.16 cm^2 , a fin de facilitar la toma de muestras dentro de los acuarios generando el mínimo disturbio posible. Debido a que el epipelon disponible para realizar la experiencia no alcanzaba para completar la cantidad de unidades extraíbles suficientes para lograr un número de tres réplicas en cada tratamiento, se utilizó un número menor en los controles. De ese modo se utilizaron ocho acuarios de 152 cm^2 (dos controles y tres réplicas por tratamiento) y en cada uno se colocaron ocho unidades extraíbles equidistantemente distribuidas. Los intersticios entre las unidades extraíbles fueron rellenados con sedimento estéril, formando una superficie de nivel uniforme para los animales. Además, al inicio de la experiencia (día 0) se utilizaron dos unidades extraíbles para al análisis de clorofila *a*.

Los acuarios fueron colocados en la cámara de incubación (cuyas características fueron descritas anteriormente) con un fotoperíodo de 12:12 y una temperatura constante de 19°C , y se le adicionaron lentamente 250 ml. de agua con nutrientes (nitrógeno: $3000 \mu\text{g/l}$, fósforo: $300 \mu\text{g/l}$) que representan concentraciones comunes en la cuenca del río Salado.

Se seleccionaron al azar los tratamientos en los ocho acuarios, utilizando densidades de invertebrados similares a las consideradas bajas en las experiencias anteriores:

- 1) a tres acuarios se le agregaron 10 individuos de *Hyalella curvispina* (densidad: 650 ind./m^2);
- 2) a otros tres acuarios se le agregaron 5 individuos de *Heleobia parchappii* (densidad: 330 ind./m^2);
- 3) dos acuarios fueron utilizadas como control, sin el agregado de animales (Fig. 19).

Cada tres días (día 3 y día 6) se extrajeron al azar cuatro unidades extraíbles de cada acuario (dos para clorofila *a* y dos para conteo) y fueron reemplazados por otras unidades con sedimento estéril para mantener la disposición del sedimento en el acuario.

Las unidades extraíbles destinados al análisis de la clorofila *a* epipélica fueron colocadas en el freezer hasta su procesamiento (APHA, 1995). La determinación de las concentraciones de clorofila *a* activa y degradada se realizó siguiendo la metodología explicada anteriormente.

Para el caso del análisis de la comunidad algal epipélica, las dos unidades extraíbles tomadas de cada uno de los acuarios se colocaron juntos en un frasco con agua de red y se fijaron con formol al 5 % (APHA, 1995). La cuantificación se realizó al microscopio óptico por medio de alícuotas, registrándose a los organismos viables hasta alcanzar el área mínima (tal

como fue detallado en el capítulo 4 “Análisis de un sector de la cuenca”) registrándose también medidas de los organismos algales.



Figura 19: Detalle del diseño de la experiencia donde se observan dos acuarios conteniendo los ocho recipientes con epipelón, y sedimento estéril rodeando los mismos. Izquierda: tratamiento con anfípodos. Derecha: tratamiento con gasterópodos

Con los datos de concentración de clorofila *a* de los días 3 y 6 se calcularon las Tasas de Ingestión (Giorgi, 1998) y el Índice de Impacto (Cooper *et al.*, 1990; en Feminella y Hawkins, 1995) de los pastoreadores, utilizando las siguientes fórmulas:

Tasa de Ingestión:
$$TI = (I - F) + (B_t - B_o) / I * d$$

donde: TI: Tasa de Ingestión (mg Cl a/m².dia)

I: biomasa inicial de algas (mg Cl a/m²)

F: biomasa final de algas (mg Cl a/m²)

(B_t-B_o): variación de biomasa producida en los acuarios control (mg Cl a/m²)

d: duración del experimento (días)

Indice de Impacto:
$$HI = - \log_e (P_g - P_{ug})$$

donde: P_g: cantidad de perifiton en el tratamiento pastoreado

P_{ug}: cantidad en el control

A partir de la cuantificación del epipelon se calculó el Índice de diversidad (Shannon-Wiener) y la riqueza específica. Todos los taxa algales registrados fueron agrupados en clases de tamaños según su máxima dimensión lineal (Bergquist *et al.*, 1985) y se determinaron seis clases de tamaños: menor a 20 μm , 20-40 μm , 40-60 μm , 60-100 μm , 100-140 μm y mayor a 140 μm . Se consideraron abundantes a los taxa algales que superaron en alguna muestra el 10% del total.

Se testearon las diferencias mediante análisis repetitivo de la varianza con las variables: clorofila *a*, feofitina, abundancia algal fitobentónica, la densidad de cada una de las clases de tamaños y de las especies abundantes.

Resultados

La concentración de clorofila *a* epipélica promedio fue mayor en los controles (Fig. 20), sin resultar en diferencias significativas para los tratamientos ($F_{2,13} = 1,924$; $p = 0,185$) ni entre los días 3 y 6 ($F_{1,13} = 3,848$; $p = 0,071$).

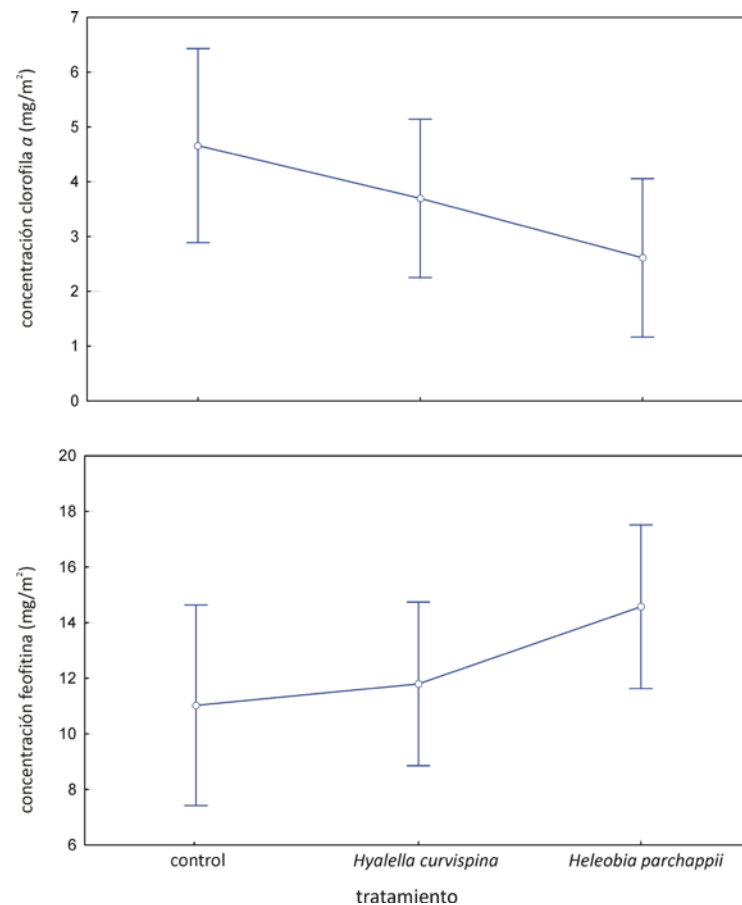


Fig. 20: Concentración de clorofila *a* y feofitina promedio y desvío estándar en los controles y tratamientos con pastoreadores

La menor biomasa algal se observó en el día 6 en el tratamiento con *Heleobia* (Fig. 21).

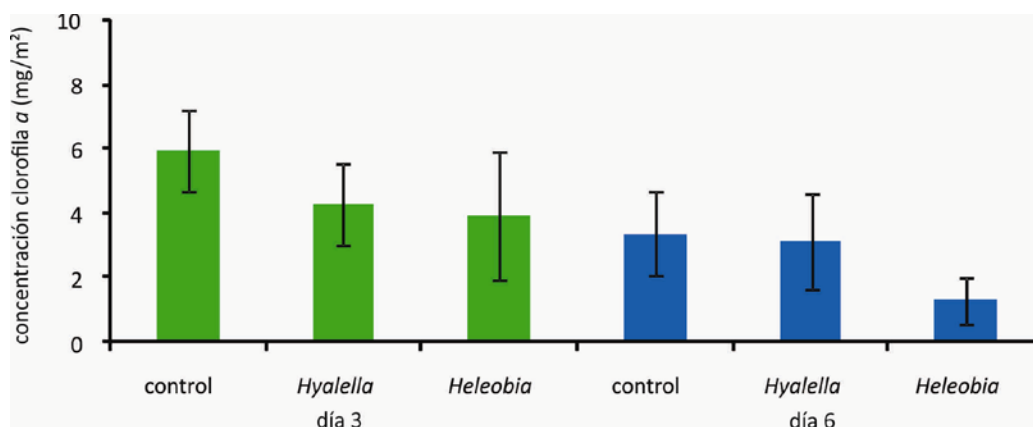


Figura 21: Concentración promedio y desvío estándar de clorofila *a* del epipelon.

El análisis de la feofitina de los sedimentos resultó en diferencias significativas entre los días 3 y 6 ($F_{1,13}=7,519$; $p=0,0167$) y ausencia de diferencias entre los tratamientos ($F_{2,13}=1,668$; $p=0,22$; Fig. 20). En la Fig. 22 se observan mayores concentraciones promedio de feofitina en el día 6 para ambos tratamientos aunque menos marcados en el tratamiento con *Hyaella*.

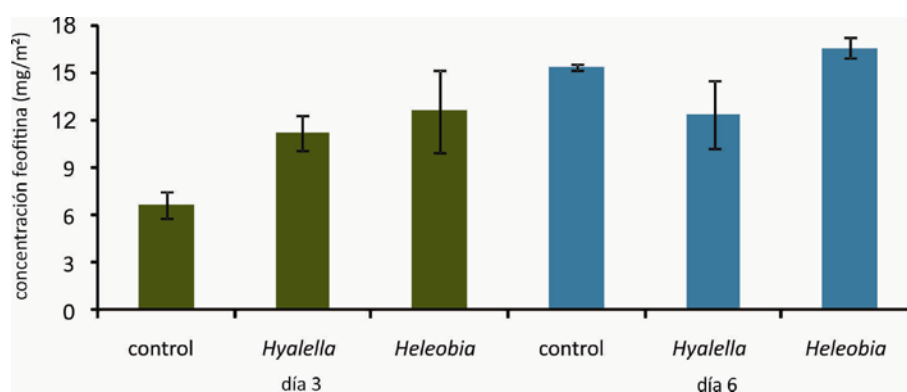


Figura 22: Concentración promedio y desvío standard de feofitina en el epipelon.

En relación con estos resultados, las Tasas de Ingestión (TI) y el Índice de impacto (HI) de los pastoreadores sobre el epipelon, dieron como resultado un mayor efecto del tratamiento con *Heleobia parchappii* (Tabla 5).

Diferencias entre los tratamientos pudieron determinarse también visualmente, ya que los acuarios con el anfípodo presentaban una mayor turbidez en el agua (Fig. 19,

izquierda) producto de la resuspensión de los sedimentos debido a la movilidad de estos animales, mientras que los tratamientos con el gasterópodo no la generaban, pudiéndose observar en el sedimento las señales de su desplazamiento (Fig. 23).

Tabla 5: Resultados de las Tasas de Ingestión y de los Índices de Impacto de los pastoreadores sobre el fitobenton

	Tasa de ingestión	Índice de impacto
<i>Heleobia parchappii</i>	4,5793	0,2515
<i>Hyaella curvispina</i>	2,9572	0,1005



Figura 23: Detalle de la disposición de las unidades extraíbles en cada acuario. Se destacan las marcas del desplazamiento de los gasterópodos al finalizar la experiencia.

La abundancia de individuos presentó un mínimo cercano a $157 \cdot 10^3$ individuos, con valores máximos en los controles (Tabla 6). El análisis estadístico resultó en diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{2,5}=11,766$; $p= 0,0128$) y ausencia de diferencias entre los días 3 y 6 ($F_{1,5}=4,1469$; $p= 0,097$).

La abundancia de individuos promedio del epipelon fue mayor en los controles, con densidades similares entre ambos pastoreadores tanto en los días 3 y 6 (Fig. 24).

Tabla 6: Abundancia de individuos del epipelon en cada uno de los acuarios (N° ind./cm² * 10^3)

	control (n° individuos* 10^3 /cm ²)		Con <i>Hyalella curvispina</i> (n° individuos* 10^3 /cm ²)			Con <i>Heleobia parchappii</i> (n° individuos* 10^3 /cm ²)		
Día 3	515	375	288	237	157	205	246	223
Día 6	308	336	271	156	177	228	165	246

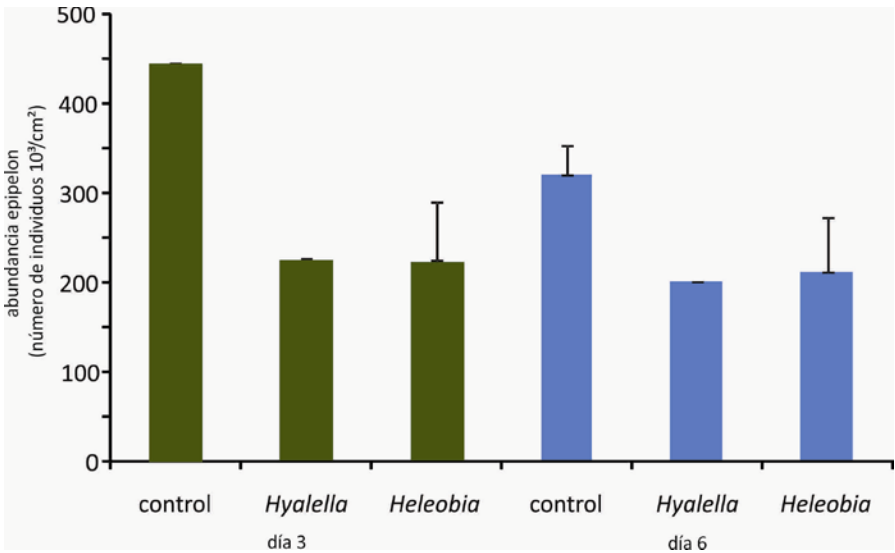


Figura 24: Valores promedio y desvío estándar de la abundancia del epipelon.

Analizando la riqueza de especies y la diversidad, se observa que el tratamiento con *Hyalella curvispina* resultó en valores semejantes a los controles, mientras que los acuarios con *Heleobia parchappii* resultaron en el día 6 en menor riqueza de especies (Tabla 7) y diversidad (Fig. 25).

Tabla 7: Riqueza de especies del epipelon en cada uno de los acuarios

	control		Con <i>Hyalella curvispina</i>			Con <i>Heleobia parchappii</i>		
Día 3	29	29	32	23	26	29	24	29
Día 6	31	28	29	27	26	26	21	24

A partir del análisis de las clases de tamaño de los taxa algales se observa que los individuos con máximas dimensiones lineales menores a 60 μ m fueron los más abundantes en ambos momentos (Fig. 26).

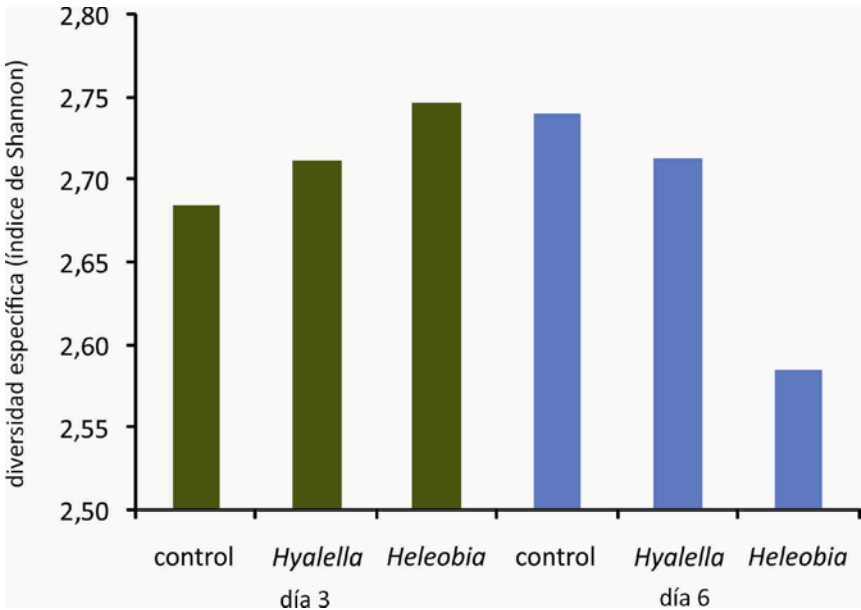


Figura 25: Diversidad calculada con el Índice de Shannon obtenida a partir del promedio de réplicas en cada tratamiento.

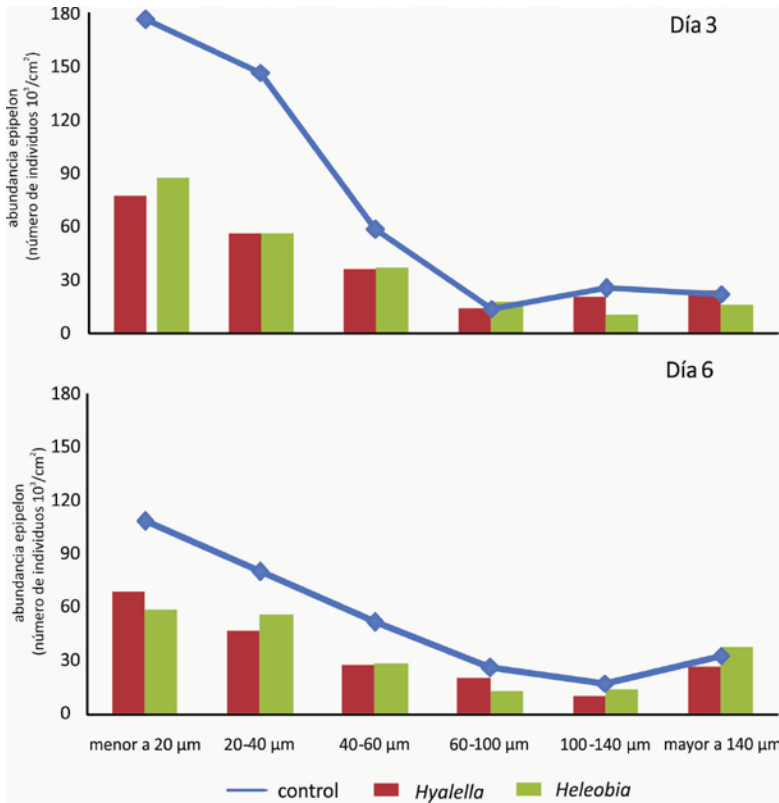


Figura 26: Abundancia de individuos por clases de tallas de los taxa del epipelon en los tratamientos con pastoreadores y control en los días 3 y 6 de la experiencia.

La abundancia de individuos de las tres primeras clases de tamaño fue mayor en el control tanto en el día 3 como en el día 6 (Fig. 26). Los análisis estadísticos resultaron en diferencias significativas entre los tratamientos para las clases de tamaño “menor a 20 μm ” y “20-40 μm ” (Tabla 8). La clase “menor a 20 μm ” también resultó en diferencias temporales, con mayores abundancias en el día 3. La clase de tamaño “mayor a 140 μm ” fue más abundante hacia el día 6, resultando en diferencias significativas (Tabla 8).

Tabla 8: Resultado de los análisis repetitivos de la varianza realizados para las clases de tamaños y la densidad de los taxa abundantes

	tratamiento	tiempo	Tratamiento x tiempo
Clase de tamaño			
Menor a 20 μm	0,034	0,03	0,214
20 – 40 μm	0,009	0,075	0,136
40 – 60 μm	0,095	0,034	0,942
60 – 100 μm	0,802	0,249	0,225
100 – 140 μm	0,262	0,219	0,278
Mayor a 140 μm	0,931	0,038	0,216
Taxa abundantes			
<i>Planktolyngbya</i> sp.	0,671	0,001	0,004
<i>Tribonema</i> sp.	0,835	0,19	0,261
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0,257	0,198	0,434
<i>Cymbella</i> sp.	0,006	0,106	0,58
<i>Hippodonta hungarica</i>	0,148	0,606	0,121
<i>Navicula recens</i>	0,003	0,064	0,153
<i>Nitzschia</i> aff. <i>linearis</i>	0,301	0,192	0,778
<i>Nitzschia</i> aff. <i>nana</i>	0,501	0,93	0,484

Se registraron 63 taxa en el epipelon, siendo el grupo de las diatomeas pennadas el mejor representado. Sólo ocho taxa fueron considerados más abundantes: las diatomeas *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella* sp., *Hippodonta hungarica* y *Nitzschia* aff. *nana* dentro de la clase de tamaños menor a 20 μm ; *Navicula recens* y *Nitzschia* aff. *linearis* (de 20 a 40 μm); y taxa filamentosos como *Planktolyngbya* sp. y *Tribonema* sp.

La mayor abundancia de individuos en el control en el día 3 estuvo relacionada con la diatomea *Navicula recens*, que alcanzó el 22% de la abundancia; esta diatomea estuvo también bien representada en el control en el día 6 siendo codominante con la cianobacteria *Planktolyngbya* sp. (Fig. 27). En los tratamientos con pastoreadores esta cianobacteria se encontró en altas proporciones, especialmente hacia el día 6 de la experiencia. Estas mayores densidades resultaron en diferencias significativas en ambos momentos (Tabla 8).

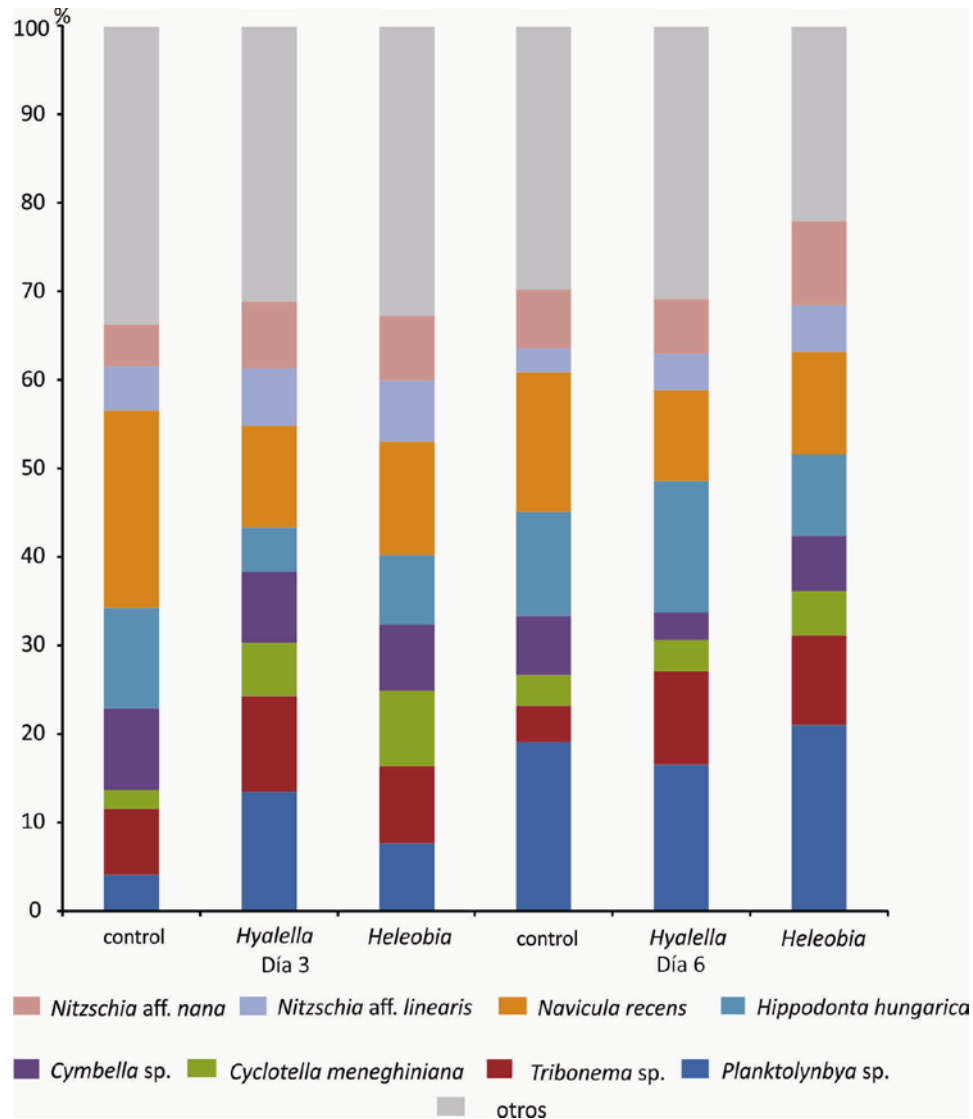


Figura 27: Porcentaje de abundancia de taxa algales más abundantes en el epipelon.

La mayor abundancia de *Navicula recens* en el control en el día 3 (superando los $99 \cdot 10^3$ ind/cm²) resultó en diferencias significativas entre los tratamientos (Tabla 7). En la Fig. 28 se observa la menor abundancia de esta diatomea en los tratamientos con pastoreadores los días 3 y 6. La abundancia promedio de la diatomea *Hippodonta hungarica* también fue menor en los tratamientos con pastoreadores que en los controles, no resultando en diferencias significativas (Fig. 28); la proporción de este taxa en los acuarios con *Hyalella curvispina* en el día 6 (Fig. 27) podría relacionarse con la ausencia de diferencias significativas entre los tratamientos.

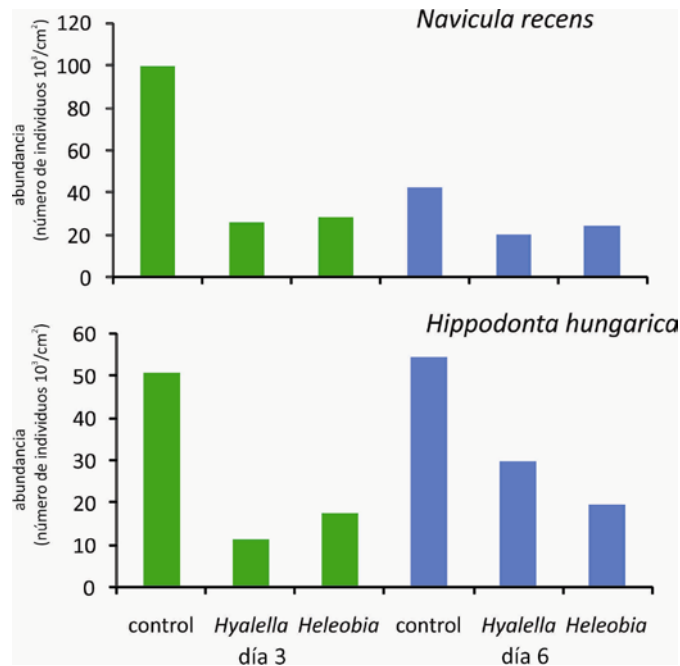


Figura 28: Abundancia de las diatomeas *Navicula recens* e *Hippodonta hungarica* en los acuarios en los días 3 y 6 de la experiencia.

La diatomea *Cymbella* sp. presentó un patrón similar, con menores abundancias en los tratamientos con pastoreadores, destacándose la mínima densidad en el día 6 en el tratamiento con *Hyalella curvispina*. Contrariamente, en los acuarios con *Heleobia parchappii* se registró una mayor abundancia de *Cyclotella meneghiniana* en el día 3, mientras que en el tratamiento con *Hyalella curvispina* hubo menores densidades en el día 6; estas diferencias no fueron significativas. Cabe destacar que las diatomeas *C. meneghiniana*, *Nitzschia* aff. *linearis* y *Nitzschia* aff. *nana* fueron menos abundantes, con valores de densidad promedio máximos que no alcanzaron los $25 \cdot 10^3 \text{ ind}/\text{cm}^2$ (Fig. 29).

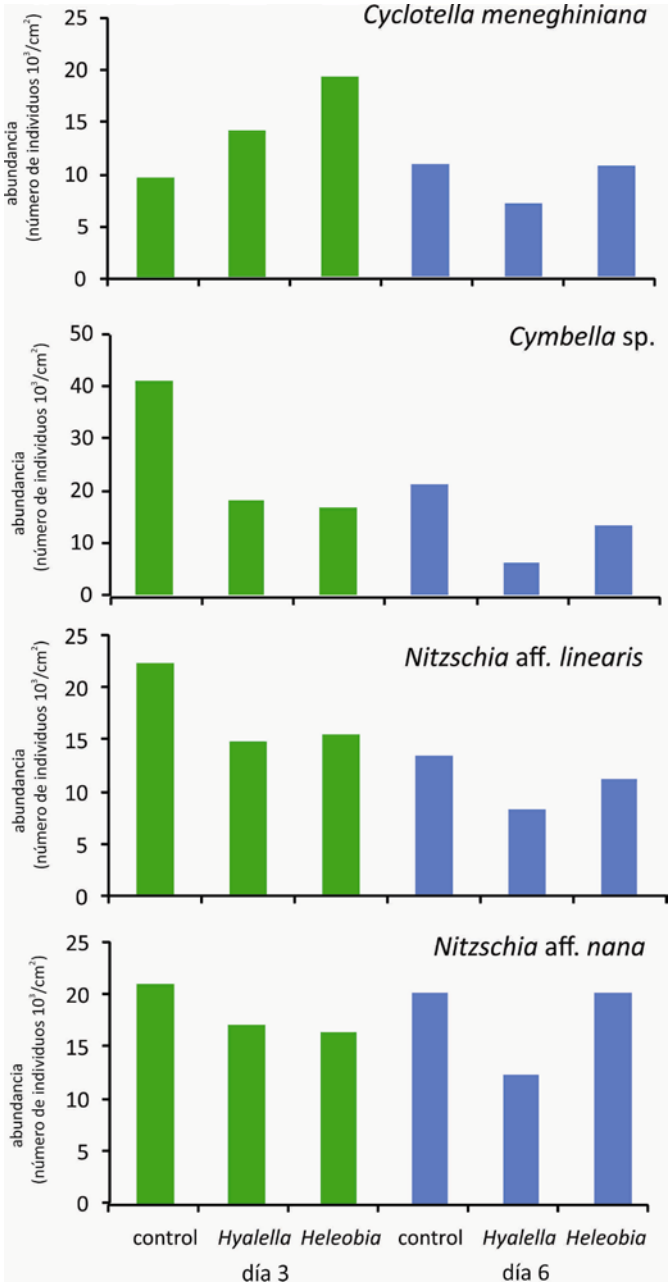


Figura 29: Abundancia de las diatomeas *Cyclotella meneghiniana*, *Cymbella sp.*, *Nitzschia aff linearis* y *Nitzschia aff nana* en los acuarios en los días 3 y 6 de la experiencia.

Las formas filamentosas resultaron en mayores diferencias temporales (que fueron significativas sólo en *Planktolyngbya sp.*), con menores abundancias de *Tribonema sp.* en el día 6 y de *Planktolyngbya sp.* en el día 3 (Fig. 30).

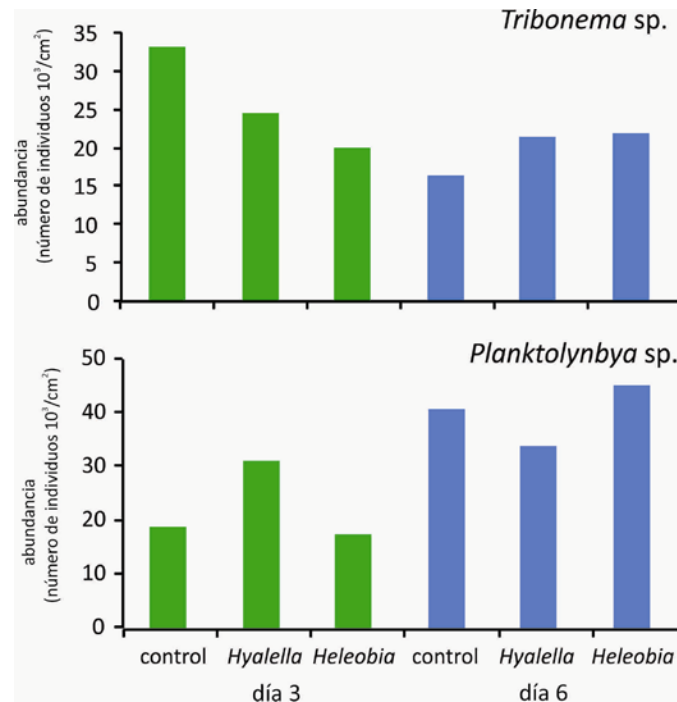


Figura 30: Abundancia de los taxa filamentosos *Planktolyngbya sp.* y *Tribonema sp.* en los acuarios en los días 3 y 6 de la experiencia.

III. Discusión y conclusiones

Las experiencias de comportamiento (**I, II y III**) de *Hyalella curvispina* y *Heleobia parchappii* en relación con la selección de posibles ítems alimentarios presentes en la cuenca del río Salado, indican que ambos invertebrados eligen el epipelon y en menor medida algas filamentosas, en concordancia con los resultados de Giorgi y Tiraboschi (1999), Casset *et al* (2001), Darrigran y Lagreca (2005), y Saigo *et al.* (2009). En el caso particular de los anfípodos, la permanencia entre las macroalgas podría estar indicando también un comportamiento relacionado con la búsqueda de refugio. Se sabe que un método utilizado para confirmar las preferencias alimentarias de los pastoreadores es el análisis de los contenidos de los tractos digestivos (López Van Oosterom, 2014); sin embargo las experiencias anteriormente descritas del comportamiento de estos animales, se realizaron siguiendo los objetivos de esta tesis en relación sólo con el análisis del efecto del pastoreo sobre el fitobenton del río Salado.

Se analizó el efecto que diferentes densidades de pastoreadores pueden tener sobre la biomasa epipélica (**experiencias IV y V**), en relación con la afirmación realizada por Colletti *et al.* (1987) y Steinman (1996), quienes establecen que la densidad de pastoreadores afecta de manera diferente al desarrollo algal. En ambas experiencias, la concentración de clorofila *a* de

los controles fue similar con una biomasa promedio en la experiencia **IV** de 100 mg/m² y en la experiencia **V** de 80 mg/m². En cambio el efecto de los pastoreadores fue diferente: los individuos de *Hyalella curvispina* promovieron una disminución del 10% en la concentración de clorofila *a* promedio, mientras que los de *Heleobia parchappii* lo hicieron en más del 40%. Coincidentemente con estos resultados, Feminella y Hawkins (1995), sintetizando más de 40 investigaciones donde se analizara el efecto del pastoreo de diferentes animales, describen que los caracoles pueden reducir la biomasa algal en más del 30%.

En coincidencia con los resultados de estas experiencias, en que se evidenció un efecto negativo en la biomasa algal por la presencia de estos animales, con disminución en la concentración de clorofila *a* (que se observó para ambos pastoreadores, aunque sólo resultó significativa para los caracoles) y aumento en la materia orgánica en los acuarios con pastoreadores, otros investigadores manifiestan que en cuestiones de horas o de días algunos pastoreadores pueden reducir marcadamente la biomasa algal (Lamberti y Resh, 1983; Feminella y Hawkins, 1995).

Sin embargo, este efecto se produjo en forma independiente de la densidad de animales. Es posible que la ausencia del efecto de la densidad de pastoreadores en estas experiencias esté en relación con la densidad de invertebrados utilizada, a pesar de haber sido seleccionadas de acuerdo con la bibliografía. Se propone realizar nuevas experiencias utilizando mayor densidad de pastoreadores y estudiar su efecto durante períodos más prolongados. A pesar de que el tiempo utilizado (3 días) permitió evidenciar un efecto negativo en la biomasa algal se necesitaría lapsos mayores para que sea concluyente (Feminella y Hawkins, 1995).

La **experiencia VI** evidenció el efecto del pastoreo en todas las variables-respuesta analizadas, dadas las diferencias significativas entre los tratamientos con pastoreadores y los controles en la biomasa fitobentónica, la abundancia y composición algal, en coincidencia con lo descrito por Dodds y Whiles (2010) en relación con las posibles respuestas estructurales de las algas bénticas al pastoreo. Feminella y Hawkins (1995) describen que en más del 80% de las investigaciones que recopilaron, los pastoreadores afectaron la composición de especies y su abundancia relativa; así en el 76% de los casos el principal efecto del pastoreo fue la reducción de taxa dominantes.

A partir de este trabajo se comprobó que el gasterópodo *Heleobia parchappii* presenta una preferencia clara por permanecer en el epipelon (**experiencia I**), donde la presencia de estos animales afecta negativamente la biomasa algal (con diferencias significativas en la **experiencia V**) en relación con las mayores tasas de ingestión e índice de

impacto sobre el epipelon que las que resultan con los anfípodos; asimismo se comprobó que este efecto sobre el epipelon es mayor a lo largo del tiempo (**experiencia VI**).

Las experiencias de comportamiento del anfípodo *Hyalella curvispina* no revelaron una preferencia por el epipelon, ya que también permanecieron entre los filamentos (**experiencias II y III**); sin embargo la presencia de estos animales en el epipelon generó una disminución en la biomasa algal que, si bien no fue significativa, afectó negativamente el desarrollo (**experiencia IV**). Este efecto cabe señalar que no se vio incrementado en el tiempo (**experiencia VI**). Según lo observado en estas experiencias, la presencia del anfípodo *Hyalella curvispina* podría también afectar negativamente al fitobenton por los movimientos activos que realiza y aumentan la turbidez del agua

Nuestros resultados son coincidentes con Steinman *et al.* (1996), en cuanto a que los anfípodos y gasterópodos tienen efectos diferentes sobre el fitobenton.

Con la experiencia realizada para analizar el efecto sobre la biomasa y la abundancia del epipelon se pudo mostrar que ambos pastoreadores consumieron porcentualmente mayor proporción de algas de clases de tamaños menores a 40 μm de máxima dimensión linear (principalmente a *N. recens*, *H. hungarica*, y *Cymbella* sp.), que fueron las más abundantes. Darrigran y Lagreca (2005) y Saigo *et al.* (2009) describen a ambos invertebrados como detritívoros y poco selectivos, por lo que queda por resolver si se trata de una disponibilidad diferencial de esas algas. Asimismo, Kawamura y Hirano (1996) destacan el efecto del pastoreo de anfípodos sobre diatomeas bénticas, considerando que la presión de pastoreo puede ser uno de los factores principales que resulten en bajas densidades de diatomeas en los momentos de mayor abundancia de estos animales. En relación a esto, Reynolds (1992) afirma que el pastoreo tiende a variar estacionalmente reflejando la habilidad de las comunidades algales a recuperarse después de episodios de pastoreo fuerte, que según Poretti *et al.* (2003) y Giorgi *et al.* (2003) son mayores en primavera y verano.

Las formas algales filamentosas no habrían sido seleccionadas como alimento, ya que las diferencias en el tiempo en cuanto a la abundancia de *Planktolyngbya* sp. y *Tribonema* sp. se deban posiblemente a menores disponibilidades de nutrientes hacia el día 6 que habrían resultado en menores abundancias de *Tribonema* sp. y mayor desarrollo de la cianobacteria *Planktolyngbya* sp. De acuerdo con esto, Estebenet *et al.* (2002) describen que las cianobacterias y las clorofitas filamentosas no son ítems que integren la dieta de otros caracoles, prefiriendo diatomeas móviles o adheridas al sustrato. Sin embargo, Reynolds (1992) advierte que las mayores tasas de crecimiento de las diatomeas epipélicas pueden permitirle dominar en comunidades bentónicas fuertemente pastoreadas.

C. CONSIDERACIONES GENERALES

- ✓ Los resultados muestran la sensibilidad del fitobenton en las experiencias realizadas para verificar los efectos de variables individuales, modificándose sus parámetros estructurales, aún en períodos de tiempo muy cortos.
- ✓ Si bien ambos factores fueron analizados experimentalmente en forma aislada, en la naturaleza indudablemente aparecen asociados la velocidad de corriente del agua (así como otros factores físico-químicos) y el pastoreo. De ese modo, las velocidades de corriente suficientes para el establecimiento de sedimentos finos, permite el desarrollo del epipelon. Estas velocidades de corriente también resultan adecuadas para la presencia de pastoreadores, los cuales actúan regulando la biomasa algal con un efecto diferencial entre pastoreadores.
- ✓ Aunque los resultados obtenidos representan una simplificación de las interacciones que suceden en sistemas naturales, proveen un acercamiento a los efectos de variables aisladas sobre el fitobenton.
- ✓ La realización de futuras experiencias considerando mayores tiempos de interacción entre estas variables y el fitobenton, favorecerá la interpretación y predictibilidad de sus efectos sobre el fitobenton de la cuenca del río Salado.

Capítulo 6

CONSIDERACIONES FINALES

CONSIDERACIONES FINALES

Los efectos de obras hidráulicas realizadas en la cuenca del río Salado han sido estudiados previamente mediante características físicas y químicas del agua y las comunidades planctónicas. En este estudio se incorporó al fitobenton y a las variables que determinan su desarrollo.

La primera hipótesis descrita en la introducción de esta tesis plantea que *las fluctuaciones en la velocidad de corriente de ríos y canales afectan la estructura del fitobenton*. Se destaca que el período en el que se llevó a cabo este estudio fue relativamente seco, con lo cual pudieron evidenciarse fenómenos de erosión y depositación, sin llegar a registrarse velocidades de corriente que conlleven al lavado de los sedimentos. Bajo estas condiciones hidrológicas, todas las características que se observaron fueron más evidentes que en años donde el flujo, y por lo tanto el nivel del agua y consiguiente uniformidad en la cuenca, puedan ser mayores. Esta situación es muy común en la cuenca del río Salado debido a los ciclos de crecidas y sequías que determinan su dinámica.

- ✓ Se comprobó que la ubicación en la cuenca, su relación con lagunas, así como la naturaleza del cuerpo de agua lótico (natural vs. canal artificial, diferentes en cuanto a su morfometría y heterogeneidad espacial), inciden en forma diferente en la biomasa y composición del fitobenton.
- ✓ En la cuenca superior, en general, los ambientes lóticos naturales transportan agua casi continuamente, mientras que los canales (como el Mercante, que fue creado para desaguar la zona en momentos de inundaciones) transportan agua con un régimen de pulsos en relación con la intensidad y frecuencia de las precipitaciones locales. Esta dinámica diferencial en relación con condiciones meteorológicas resultan en mayor erosión de los sedimentos en los canales. En los sistemas naturales, en cambio, el flujo menos variable sumado a la mayor heterogeneidad espacial posibilitan la generación de sitios remansados aún en condiciones de aumento en la velocidad de corriente. Esto implica una mayor disponibilidad de nichos y el desarrollo de comunidades fitobentónicas diversas.
- ✓ En toda la cuenca, los sectores medios (como Achupallas y Paraje el Destino) exhiben la mayor riqueza de especies y biomasa fitobentónica, en coincidencia con la propuesta de Vannote *et al.* (1980) que describen a estos tramos del continuo como de mayor heterogeneidad ambiental.

- ✓ En la zona de la desembocadura se estudiaron dos canales (Canal 15 y Aliviador) y la desembocadura natural del río. Dado el gran volumen de agua transportado por el Canal 15, la velocidad de corriente y las cantidades de sólidos en suspensión resultantes afectan el desarrollo algal bentónico, tal como fuera observado por las menores concentraciones de clorofila *a* y materia orgánica en los sedimentos. El Canal Aliviador, mucho menos profundo que Canal 15 y más sinuoso, y la desembocadura del río presentan una dinámica similar entre sí, con mayor desarrollo fitobentónico y una composición algal que refleja la influencia marina en estos tramos.
- ✓ La existencia de lagunas conectadas al cauce principal del río Salado resulta en menores velocidades de corriente que las del ambiente lótico aguas arriba del ambiente léntico; generando sedimentación de materiales en suspensión. De ese modo, en los tramos de río (o canales), ubicados aguas abajo de las lagunas, la menor velocidad de corriente genera depositación de algas del plancton en los sedimentos, y las condiciones favorables permiten que puedan desarrollarse en los sedimentos.
- ✓ En un análisis realizado en el campo en un sector en el cual las intervenciones antrópicas generaban resuspensión de sedimentos (Canal de Vinculación durante la ejecución de obras), se observó que en zonas muy remansadas el fitobenton tuvo escaso o nulo desarrollo debido posiblemente a la acumulación de materiales que imposibilitó su desarrollo.
- ✓ En un análisis realizado en laboratorio con velocidades de corriente constantes, se identificó la velocidad umbral entre 0,03 y 0,15 cm/s para el desarrollo del epipelon utilizando como sustratos a los sedimentos más finos y poco consolidados de la cuenca observándose que los fenómenos de resuspensión y sedimentación (este último incluyendo aportes del plancton) son factibles y repetitivos en la cuenca.
- ✓ La composición del fitobenton reflejó los fenómenos de erosión y depositación que ocurrieron en cada una de las escalas de análisis utilizada.

En relación con la segunda hipótesis propuesta, en la que *los nutrientes y sales incorporados al sistema lótico por actividades humanas modifican la composición, distribución y biomasa de la biota de los sedimentos*:

- ✓ Las concentraciones de nutrientes son elevadas en toda la cuenca, destacándose algunos sectores con características hipereutróficas como Junín, Mones Cazón y Arroyo Saladillo).
- ✓ La composición algal refleja las concentraciones de nutrientes disueltos: en sectores con mayor concentración es mayor el desarrollo de cianobacterias, principalmente filamentosas, y las clorofitas en menor proporción, las diatomeas encontradas son típicas de ambientes hipereutróficos, la abundancia de individuos se incrementa y disminuye la diversidad.
- ✓ La biomasa del fitobenton no parece responder a las concentraciones de nutrientes mucho más elevadas de estos sectores de la cuenca, posiblemente por la predominancia de cianobacterias que, debido a que son de pequeña talla, no generan aumentos en la biomasa total.
- ✓ El Canal Mercante y los sitios ubicados aguas abajo de lagunas fueron analizados para comprobar si el fitobenton refleja tanto la incorporación de sales desde la pampa arenosa como el efecto amortiguador sobre la concentración de sales dada por los cuerpos lénticos. Este efecto atenuador de la salinidad que tienen las lagunas interconectadas fue reflejado en la composición algal de los sedimentos en los sectores del río, reforzando la importancia del fitobenton como indicador del funcionamiento del sistema.
- ✓ Los valores de clorofila *a* fueron similares o hasta mayores en las zonas de mayor conductividad, donde predominaron diatomeas halófitas.
- ✓ Se destaca que gran parte de los taxa que viven en el Canal Mercante han sido registrados en la bibliografía en el epipelon de otras cuencas de la provincia de Buenos Aires caracterizadas por una menor conductividad, por lo que este trabajo amplía el rango de tolerancia a la salinidad de estos taxa.

De acuerdo con la tercera hipótesis planteada, donde *la composición y estabilidad del sustrato influyen en la tipología de la comunidad bentónica presente*:

- ✓ Se observó que la composición granulométrica en los sectores superiores y en el oeste de la cuenca es principalmente de grano fino, mientras que en la cuenca inferior el sustrato disponible para el fitobenton es tosca, conchilla y menor proporción de sedimentos finos.
- ✓ En la tosca el fitobenton no presenta un buen desarrollo, pudiéndose desarrollar diatomeas en vainas mucosas y talos pequeños de macroalgas como

Enteromorpha sp. Las mayores proporciones de conchillas se encuentran en la zona de Canal 15, mientras que Canal Aliviador y Desembocadura presentan conchilla y también granulometría más fina. Estas diferencias en la proporción de sedimentos finos determinan distintos tipos de comunidades y/o grados de desarrollo del fitobenton.

- ✓ Los sedimentos de la cuenca superior y media están compuestos por granulometrías más finas. Es en estos sectores de la cuenca donde la biomasa del fitobenton es mayor.
- ✓ En menor medida la proporción granulométrica en la cuenca del río Salado varía temporalmente de acuerdo con las condiciones hidrológicas. En los momentos de escasas lluvias y bajas velocidades de corriente, se observó una mayor heterogeneidad en la composición de los sedimentos, mientras que en momentos más lluviosos los fenómenos de erosión y transporte resultaron en la uniformidad de los sedimentos.
- ✓ En relación con esta dinámica temporal de los sedimentos, y de acuerdo con lo enunciado por White y Pickett (1985), las comunidades naturales se disponen en parches en los ecosistemas, pudiéndose interpretar a los “parches” como áreas espacialmente discretas aunque sin un tamaño definido y asumiendo la existencia de relaciones entre parches.
- ✓ En relación con las obras hidráulicas en ejecución se concluye que generan una perturbación, debido a la baja biomasa y diversidad del fitobenton registradas en los sitios de obras testeados como Canal de Vinculación, Paraje el Destino y Guerrero.
- ✓ Los aumentos en biomasa, abundancia y diversidad en el Canal de Vinculación en períodos posteriores a esa perturbación, reflejan la resiliencia del fitobenton en la cuenca.
- ✓ El pastoreo también genera disturbios en el fitobenton con disminución en la biomasa y abundancia, aunque esta interacción no fue evaluada a campo. Sin embargo, en laboratorio se comprobó que en situaciones de estabilidad, la presencia de pastoreadores puede disminuir la biomasa algal en pocos días. Los principales pastoreadores encontrados en la cuenca producen una presión afectando mayormente a los organismos menores a 40 μm . Estos, a su vez, son más fácilmente transportados por la corriente, por lo que el pastoreo no es una variable forzante sino que se manifiesta a bajas velocidades de corriente.

De acuerdo con los resultados obtenidos en esta tesis se puede concluir que:

► La biomasa, composición y estructura del fitobenton son buenos descriptores de la dinámica espacio-temporal en la cuenca del río Salado en relación con las características físico-químicas del agua.

► El fitobenton refleja la heterogeneidad espacial de los sedimentos y revela la dinámica de los fenómenos de erosión/depositación.

► Las obras hidráulicas realizadas en la cuenca del río Salado implican consecuencias de distinta índole, tales como: cambios en las concentraciones de sales y nutrientes disueltos, alteraciones en la altura y velocidad del agua, inestabilidad del sustrato con la consecuente abrasión asociada, resuspensión de partículas y turbidez en el agua, y cambios en la exposición a los pastoreadores, resultando en todos los casos en disturbios para el fitobenton.

► Este estudio mostró que el fitobenton del río Salado es un buen indicador con capacidad de recuperación ante los disturbios analizados, que pueden considerarse moderados de acuerdo con las velocidades de corriente y niveles del agua registrados, así como con la magnitud y duración de obras hidráulicas en ejecución. Se destaca que este estudio coincidió con un período de aguas bajas y que en consecuencia falta dilucidar el comportamiento del fitobenton en situaciones de disturbios de mayor intensidad como en períodos de inundaciones o por obras hidráulicas de mayor envergadura.

► Dado que el fitobenton en los canales puede alcanzar potencialmente grados de desarrollo similares a los de ambientes lóticos naturales, y que los primeros debido a su trazado recto son afectados directamente por las condiciones hidrológicas, en éstos se pierde heterogeneidad ambiental con la consecuente disminución de nichos disponibles para el fitobenton. Asimismo, la presencia de terraplenes laterales en estos canales impide la vinculación con su planicie de inundación. Por otra parte, se resalta la necesidad de conservar las lagunas conectadas al río, considerando el efecto amortiguador de estos ambientes lénticos en la concentración de sales y nutrientes en el río aguas abajo.

Finalmente, se espera que esta tesis pueda contribuir al manejo y preservación de las características físicas, químicas y principalmente biológicas de la cuenca del río Salado.

BIBLIOGRAFÍA

- Abe, S., Nagumo, T. y Tanaka, J. (2000) Effects of current on the development of loosely and tightly attached layers in periphyton communities. *Phycological Research*. 48: 261-265.
- Aboal, M., Puig, M.A., Sánchez-Godínez, A. y Soler, G. (1994) Algal standing-crop in some Mediterranean temporary rivers in southeastern Spain. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 25: 1746-1750.
- Acker, F. (2002) Protocol P 13-50: Preparation of USGS NAWQA Program algal samples for analysis using Palmer Maloney Cells. En: Charles, D.F., Knowles, C. y Davis, R.S. (Eds.). *Protocols for the analysis of algal samples collected as part of the U.S. Geological Survey National Water-Quality Assessment Program*. The Academy of Natural Sciences of Philadelphia (ANSP), Patrick Center for Environmental Research, Phycology Section. Report Nº 02-063
- Allan, J.D. y Castillo, M.M. (2007) Cap 3: Fluvial geomorphology. En: *Stream Ecology*. 2nd. Edition. Springer.
- Andersen, J. (1979) An ignition method for determination of TP in lake sediments. *Water Research*. 10: 329 - 331
- Andersson, E. y Brunberg, A. (2006) Inorganic nutrient acquisition in a shallow clearwater lake - dominance of benthic microbiota. *Aquatic Sciences*. 68: 172-180
- Antoine, S.E. y Benson-Evans, K. (1986) The Epipellic Algal Flora of the River Wye System, Wales, U. K. 2. Algal Phyla and Species Population Dynamics. *International Review of Hydrobiology*. 71: 813–839
- APHA (American Public Health Association). (1995) *Standard Methods for the examination of Water and Wastewater*. Washington D.C.
- Auge, M. (2004) *Regiones hidrogeológicas*. República Argentina y provincias de Buenos Aires, Mendoza, Santa Fe. 104 pp.
- Battarbee, R.W. (1986) Diatom analysis: 527-570. En: Berglund, B.E. (Ed.). *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*. John Wiley & Sons Ltd, New York.
- Bauer, D. (2009) *Ecología del fitoplancton de arroyos pampeanos y su valor como indicador de la calidad del agua*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata
- Bazzuri, M.E., Gabellone, N. y Solari, L. (2008) Variación estacional del fitoplancton en la cuenca inferior del río Salado (Prov. de Buenos Aires). *Biología Acuática*. 24: 137 -148.
- Bazzuri, M., Gabellone, N. y Solari, L. (2010a) Seasonal variation in the phytoplankton of a saline lowland river (Buenos Aires, Argentina) throughout an intensive sampling period. *River Research and Applications*. 26: 766–778.

- Bazzuri, E., Gabellone, N. y Solari, L. (2010b) Influencia ecológica de los canales de drenaje de la pampa arenosa en la cuenca superior del río Salado (Bs. As., Argentina). I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Azul, Buenos Aires, Argentina
- Besteiro, S. M. y Delgado, M. I. (2011) Evaluación de la agresividad de las precipitaciones en la cuenca del Arroyo El Pescado, provincia de Buenos Aires (Argentina). *Revista de la Facultad de Agronomía* 110: 82-90.
- Besteiro, S. M., Delgado, M. I., Gaspari, F. J., Asbornio, M. y Kruse, E. (2009) Determinación de la erosividad de las precipitaciones en la Cuenca alta del Arroyo El Pescado, P. B.A. *Actas Congreso Met X- CLIMet XIII*. Buenos Aires
- Bergquist, A.M., Carpenter, S.R y Latino, J.C. (1985) Shifts in phytoplankton size structure and community composition during grazing by contrasting zooplankton assemblages. *Limnology and Oceanography*. 30: 1037-1045
- Bettolli, M.L., Vargas, W.M. y Penalba, O.C. (2009) Soya bean yield variability in the Argentine Pampas in relation to synoptic weather types: monitoring implications. *Meteorological Applications*. 16: 501–511.
- Biggs, B.J. (1995) The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. *Freshwater Biology*. 33: 419-438
- Biggs, B.J. (1996a) Patterns in benthic algae of streams: 31-56. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California.
- Biggs, B.J. (1996b) Hydraulic habitat of plants in streams. *Regulated Rivers: Research and Management*. 12: 131-144.
- Biggs, B.J. y Price, G. (1987) A survey of filamentous algal proliferations in New Zealand rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 2: 175-191
- Biggs, B.J. y Hickey, C. (1994) Periphyton responses to a hydraulic gradient in a regulated river in New Zealand. *Freshwater Biology*. 32: 49-59
- Biggs, B.J. y Kilroy, C. (2000) *Stream periphyton monitoring manual*. NIWA.
- Boltovskoy, D., Tell, G. y Dadon, J. (1995) Afinidad entre comunidades bentónicas de un ambiente lótico: 203-215. En: Lopretto, E. y Tell, G. (Eds.). *Ecosistemas de aguas continentales; metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. La Plata. Argentina.
- Boston, H.L. y Hill, W.R. (1991) Photosynthesis-light relations of stream periphyton communities. *Limnology and Oceanography*. 36: 644-656.

- Bourne, A. (2000) Factors influencing the abundance of sediment associated algae in two isolated ponds and a turbid channel of Delta Marsh, Manitoba. Master of Science Thesis. Faculty of Graduate Studies of University of Manitoba.
- Bourrelly, P. (1966) Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome I: Les Algues vertes. Paris: Editions N. Boubée & Cie.
- Bourrelly, P. (1968) Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome II: Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées. Paris: Editions N. Boubée & Cie.
- Bourrelly, P. (1970) Les algues d'eau douce. Initiation à la systématique. Tome III: Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines. Paris: Editions N. Boubée & Cie.
- Burkholder, J.M. y Wetzel, R.G. (1989) Microbial colonization on natural and artificial macrophytes in a phosphorus limited hardwater lake. *Journal of Phycology*. 25: 55-65.
- Cabrera, A.L. (1971) Fitogeografía de la República Argentina. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 14 (1-2): 1-42.
- Camilioni, I. y Vera, C. (2006). El aire y el agua en nuestro Planeta. EUDEBA. Colección Ciencia Joven 19. 104 pp.
- Cano, M.G. (2008) Fitoperifiton de un lago somero y su relación con los estados de biequilibrio. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata
- Casco, M.A. (1990) El perifiton del embalse de La Minilla: relaciones con el fitoplancton y contribución a la producción total. Ed. Universidad de Sevilla, España.
- Casco M.A., Dos Santos A., Torres A.D. y Benítez H. (2012) Respuesta del epipelton de ambientes lóticos a distintas velocidades del agua. Análisis experimental. VI Congreso Argentino de Limnología. Santa Fe. Editorial: Universidad Nacional del Litoral. Libro de resúmenes
- Carrillo, U., Gabellone, N. y Solari, L. (2009) Algas fitoplanctónicas de ambientes lenticos y lóticos de la cuenca del Río Salado: tolerancia a factores físicos. *Biología Acuática*. 26: 33-45.
- Casset, M.A., Momo, F.R. y Giorgi, A. (2001) Dinámica poblacional de dos especies de anfípodos y su relación con la vegetación acuática en un microambiente de la cuenca del Río Luján (Argentina). *Ecología Austral*. 11: 79-85.
- Cattaneo, A., Kerimian, T., Roberge, M., y Marty, J. (1997) Periphyton distribution and abundance on substrata of different size along a gradient of stream trophy de Montréal. *Hydrobiologia*. 354: 101-110.

- Cazaubon, A. (1991) Problems and objectives of sampling river algae for monitoring. En: Whitton, B.A.; Rott, E. y Friedrich, G. (Eds.) Use of Algae for Monitoring Rivers. 183 pp. Austria
- Claps, M. C. (1996) Structure and dynamics of epipelic algae from a plain river (Samborombón River, Buenos Aires, Argentina). Archiv fur Hydrobiologie. 137: 251-263.
- Claps, M.C., Solari, L. y Gabellone, N. (1997) Pond-river interactions in a pampean basin (Salado river, Buenos Aires, Argentina): an approach. Proc. 7th International Conference on the Conservation and Management of Lakes: 41-44
- Claps, M.C., Gabellone, N.A. y Neschuk, N.C. (2009) Influence of regional factors on zooplankton structure in a saline lowland river: the Salado River (Buenos Aires province, Argentina). River Research and Applications. 25: 453-471.
- Cochero, J. (2013) Consecuencias de las modificaciones en la escorrentía y temperatura, relacionadas con los cambios globales, sobre el biofilm de sistemas lóticos pampeanos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata
- Cochero, J., Romaní, A. y Gómez, N. (2013) Delayed response of microbial epipelic biofilm to nutrient addition in a Pampean stream. Aquatic Microbial Ecology. 69: 145-155.
- Cochero, J., Licursi, M. y Gómez, N. (2015) Changes in the epipelic diatom assemblage in nutrient rich streams due to the variations of simultaneous stressors. Limnologica. 51: 15-23.
- Colleti, P.J., Blinn, D.W., Pickart, A. y Wagner, V.T. (1987) Influence of different densities of the mayfly grazer *Heptagenia criddlei* on lotic diatom communities. Journal of the North American Benthological Society. 6: 270-280
- Connell, J.H. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science. 199: 1302-1310.
- Conzonno, V., Miretzsky, P. y Fernández Cirelli, A. (2001) The impact of man-made hydrology on the lower stream bed of the Salado River drainage basin (Argentina). Environmental Geology. 40: 968-972.
- Cortelezzi, A., Sierra, M.V., Gómez, N., Marinelli, C. y Rodrigues Capítulo, A. (2013) Macrophytes, epipelic biofilm, and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). Environmental Monitoring and Assessment 185: 5801-5815.
- Cox, E. (1990) Studies on the algae of a small softwater stream. II. Algal standing crop (measured by chlorophyll *a*) on soft and hard substrata. Archiv fur Hydrobiology. 4: 553-566.

- Cox, E. (1996) Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall
- Crain, C. (2008) Interactions between marsh plant species vary in direction and strength depending on environmental and consumer context. *Journal of Ecology*. 96: 166-173.
- Darrigran, G. y Lagreca, M. (2005) Moluscos Litorales del Estuario del Río de la Plata. Argentina. Serie Técnica y Didáctica nº 8. ProBiota. La Plata.
- De Francesco, C.G y Tietze, E. (2011) Caracoles de la RNPMdP. En: De Marco, G., Vega, L.E. y Bellagamba, P.J. (Eds.). Reserva Natural del Puerto Mar del Plata, un oasis urbano de vida silvestre. Universidad FASTA. Mar del Plata.
- DeNicola, D. (1996) Periphyton responses to temperature at different ecological levels: 149-183. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California.
- Denys, L. (1991/92) A check-list of the diatoms in the Holocene deposits of the western Belgium coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements. *Serv. Geol. Belg.* 1-2. 41 pp.
- Descy, J.P. y Coste, M. (1990) Utilisation des diatomées benthiques pour l'évaluation de la qualité des eaux courantes. Contrat CEE B-71-23. Rapport final. Cemagref. 60 pp.
- Dippolito, A., Ardohain, D.M., Claps, M.C. y Gabellone N.A. (2010) Muestreo intensivo del zooplancton en el sector inferior del río Salado (Bs. As.) durante la ejecución de una obra hidráulica. *Biología Acuática*. 26: 229-239.
- Dodds, W., Jones, J. y Welch, E. (1998) Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*. 32: 1455-1462
- Dodds, W. y Whiles, M. (2010) *Freshwater ecology. Concepts and environmental applications of limnology*. Academic Press. 832 pp.
- Dos Santos, A., Claps, M.C. y Casco, M.A. (2010) Fitobenton del canal Mercante en dos condiciones hidrológicas. VI Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos. Santa Rosa. Editorial: Universidad Nacional de La Pampa. Libro de resúmenes: 38
- Dos Santos, A., Casco M.A. y Claps, M.C. (2011) Influencia de modificaciones hidráulicas en la dinámica del fitobenton en el sistema de canales de drenaje de la cuenca superior del río Salado (Buenos Aires, Argentina). IX Congreso de Ficología de Latinoamérica y El Caribe - VII Reunión Iberoamericana de Ficología y IX Simposio Argentino de Ficología. La Plata. En: *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 46(2). ISSN 0373-580X. Libro de resúmenes: 68

- Dos Santos, A., Casco M.A., Cano, M.G. y Claps, M.C. (2012a) Diatomeas epipélicas de la cuenca superior del río Salado (Pcia. De Buenos Aires, Argentina) en dos condiciones hidrológicas. IX Seminario Colombiano de Limnología. Medellín, Colombia. En: Actualidades Biológicas. ISSN 0304-3584. Libro de resúmenes: 83
- Dos Santos, A., Casco, M.A. y Claps, M.C. (2012b) Microfitobenton del Canal Mercante (Provincia de Buenos Aires) en dos condiciones hidrológicas. Biología Acuática. 27: 81-95
- Droppo, I.G., Ross N., Skafel M. y Liss S.N. (2007) Biostabilisation of cohesive sediment beds in a freshwater wave-dominated environment. Limnology and Oceanography 52: 577–58.
- Edwards, A.C., Cook, Y., Smart, R. y Wade, A.J. (2000) Concentrations of nitrogen and phosphorus in streams draining the mixed land-use Dee Catchment, north-east Scotland. Journal of Applied Ecology. 37: 159-170.
- Estebenet, A., Cazzaniga, N. y Pizani, N. (2002) The natural diet of the argentinean endemic snail *Chilina parchappii* (Basommatohpra: Chiliniidae) and two other coexisting pulmonate gastropods. The Veliger. 45: 71-78-
- Feminella, J.W. y Hawkins, C.P. (1995) Interactions between stream herbivores and periphyton: A quantitative analysis of past experiments. Journal of the North American Benthological Society. 14: 465-509.
- Fidalgo, F., De Francesco, F.O. y Pascual, R. (1975) Geología superficial de la llanura bonaerense. Relatorio Geología de la Provincia de Buenos Aires. 6to Congreso Geológico Argentino: 103-138.
- Fleituch T., Starzecka A. y Bednart T. (2001) Spatial trends in sediment structure, bacteria, and periphyton communities across a freshwater ecotone. Hydrobiologia. 464: 165-174.
- Folk, R.L. (1954) The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature. Journal of Geology. 62: 344-359
- Gabellone, N., Solari, L. y Claps, M.C. (2001) Planktonic and physico-chemical dynamics of a markedly fluctuating backwater pond associated with a lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). Lakes & Reservoirs: Research and Management. 6: 133-142.
- Gabellone, N., Sarandón, R. y Claps, C. (2003) Caracterización y zonificación ecológica de la cuenca del río Salado: 87-122. En: Gabellone, N., Hernández, M. y Maiola O. (Eds.). Inundaciones en la Región Pampeana. Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Gabellone, N., Claps, M.C., Solari, L. y Neschuk, N. (2005) Nutrients, conductivity and plankton in a landscape approach to a Pampean saline lowland river (Salado River, Argentina). Biogeochemistry. 75: 455-477.

- Gabellone, N., Solari, L. y Claps, M.C. (2008) Chemical classification of the water in a lowland river basin (Salado River, Buenos Aires, Argentina) affected by hydraulic modification. *Environmental Geology*. 53: 1353-1363.
- Gasith, A. y Resh, V. (1999) Streams in mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 30: 51-81.
- Giorgi, A. (1998) Factores reguladores del fitobentos de arroyos de llanura. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Giorgi, A. y Malacalza, L. (1994) Biomass variation of microphytobenthos in a plain stream. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*. 25: 1883-1887
- Giorgi, A. y Tiraboschi, B. (1999) Evaluación experimental del efecto de dos grupos de macroinvertebrados (anfípodos y gasterópodos) sobre algas epifitas. *Ecologia Austral*. 9: 35-44.
- Giorgi, A. y Ferreyra, G. (2000). Phytobenthos colonization in a lowland stream in Argentina. *Journal of Freshwater Ecology*. 15: 39-46.
- Giorgi, A., Malacalza, L. y Casco, M.A. (2003) Fitobentos en rápidos y remansos de un arroyo pampeano. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*. 38: 165-174.
- Giorgi, A., Feijoó, C., y Tell, G. (2005) Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity & Conservation* 14: 1699-1718.
- González, N. (2005) Los ambientes hidrogeológicos de la provincia de Buenos Aires: 359-374. En: de Barrio, R.E., Etcheverry, R.O., Caballé, M.F. y Llambías, E. (Eds.). *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*. La Plata.
- Gómez, N. (1998) Use of epipelic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. *Water Research* 32: 2029-2034.
- Gómez, N. (1999) Epipelic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. *Aquatic Ecosystem Health & Management*. 2: 301-309.
- Gómez, N. y Licursi, M. (2001) The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 173-181.
- Gómez, N., Licursi, M. y Cocherio, J. (2009) Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and posible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin*. 58: 878-887

- Gómez N., Sierra M.V., Cochero J., Licursi M. y Bauer D. (2009) Epipellic biofilms as indicators of environmental changes in lowland fluvial systems. In Biofilms: Formation, Development and Properties Nova Science Publishers. Hauppauge NY
- Guasch, H. y Serra, A. (2009) Uso de ríos artificiales en ecología fluvial: 387-395. En: Elosegui, A. (Ed.). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA, Bilbao.
- Guerrini, F., Cangini, M., Boni, L., Trost, P. y Pistocchi, R. (2000) Metabolic responses of the diatom *Achnanthes brevipes* (Bacillariophyceae) to nutrient limitation. Journal of Phycology. 36: 882-890.
- Guiry, M.D. y Guiry, G.M. (2015) AlgaeBae. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. www.algaebase.org
- Hassan, G.S., Tietze, E., y De Francesco, C.G. (2009) Modern diatom assemblages in surface sediments from shallow lakes and streams in southern Pampas (Argentina). Aquatic Sciences. 71: 487-499.
- Harding J.S., Young R.G., Hayes J.W., Shearer K.A. y Stark J.D. (1999) Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. Freshwater Biology. 42: 345-357
- Herczeg, A.L., Dogramaci, S.S. y Leaney, F.W.J. (2001) Origin of dissolved salts in a large, semi-arid groundwater system: Murray Basin, Australia. Marine and Freshwater Research. 52: 41-52.
- Horner, R., Welch, E., Seeley, M. y Jacoby, J. (1990) Responses of periphyton to changes in current velocity, suspended sediments and phosphorus concentration. Freshwater Biology. 24: 215-232
- Hurtado, M., Moscatelli, G. y Godagnone, R. (2005) Los suelos de la Provincia de Buenos Aires: 201-218. En: de Barrio, R.E., Etcheverry, R.O., Caballé, M.F. y Llambías, E. (Eds). Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata.
- Hynes, H.B.N. (1975) The stream and its valley. Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie. 19: 1-15.
- Hynes, H.B.N. (1983) Groundwater and stream ecology. Hydrobiologia. 100: 93-99.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). (2001) Censo Nacional de Población y Vivienda
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Red de Información Agropecuaria Nacional: <http://rian.inta.gov.ar/>

- Izaguirre, I., Vinocur, A. y O'Farrell, I. (1991) Nuevos aportes a la ficoflora argentina. I. Cuenca del río Salado (Pcia. Buenos Aires). Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica. 27 (3-4): 183-199.
- Jarvie H.P., Neal C., Warwick A., White J., Neal M., Wickham H.D., Hill L.K. y Andrews M.C. (2002) Phosphorus uptake into algal biofilms in a lowland chalk river. Science Total Environment. 282: 353–373.
- Jowett. I., Biggs, B. (1997) Flood and velocity effects on periphyton and silt accumulation in two New Zealand rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 31: 287-300
- Junk, W.J., Bayley, P. y Sparks, R.E. (1989) The flood pulse concept in river-floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. 106: 110-127.
- Kalff, J. (2001) Limnology. Ed. Prentice-Hall, Inc. 592 pp.
- Kawamura, T. y Hirano, R. (1997) Seasonal changes in benthic diatoms communities colonizing glass slides in Aburatsubo Bay, Japan. Diatom Research. 7: 227-239.
- Kirk, T.O. (1983) Light and photosynthesis in aquatic ecosystems. Cambridge University Press. 401 pp.
- Komárek J. (2013) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota 3. Teil: Heterocytous Genera. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag. 1130 pp.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (1998) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota 1. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer. Jena Stuttgart Lübeck Uim. 548 pp.
- Komárek, J. y Anagnostidis, K. (2005) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota 2. Teil: Oscillatoriales. Elsevier Spektrum Akademischer Verlag. 759 pp
- Komárek, J. y Fott, B. (1983) Das Phytoplankton des Süßwassers, Systematic und Biologie. Stuttgart. 1044 pp. Komulainen, S. (2002) Use of phytoplankton to assess water quality in north-western Russian rivers. J. Applied Phycology. 34: 57-62
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1986) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/1.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1988) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/2.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1991a) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/3.
- Krammer, K. y Lange-Bertalot, H. (1991b) Süßwasserflora von Mitteleuropa. Bacillariophyceae. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. Stuttgart 2/4.

- Krecji, M.E. y Lowe, R.L. (1986) Importance of sand grain mineralogy and topography in determining micro-spatial distribution of epipsamic diatoms. *Journal of the North American Benthological Society*. 5: 211-220.
- Kruse, E. y Zimmermann, E. (2002) Hidrogeología de grandes llanuras. Particularidades en la llanura pampeana (Argentina): 2025-2038. En: Bocanegra, E.; Martínez, D. y Massone H. (Eds.). *Groundwater and human development. Proc. XXXII IAH y VI Congreso AHLSUD*, Mar del Plata.
- Lamb, M. y Lowe, R. (1987) Effects of current velocity on the physical structuring of diatom (Bacillariophyceae) communities. *Ohio Journal of Science*. 87: 72-78.
- Lamberti, G.A. y Resh, V.H. (1983) Stream periphyton and insect herbivores: an experimental study of grazing by a caddisfly population. *Ecology*. 64: 1124-1135.
- Lamberti, G.A., Ashkenas, L.R., Gregory, S.V. y Steinman, A.D. (1987) Effects of three herbivores on periphyton communities in laboratory streams. *Journal of the North American Benthological Society*. 6: 92-104
- Law, R., Elliot, A., Jones, I. y Page, T. (2014) The influence of different environmental conditions upon the initial development and ecological dynamics of phytobenthic communities. *Fundamental and Applied Limnology*. 185: 139-153.
- Legendre, L. y Legendre, P. (1983) *Numerical Ecology*. Elsevier. 419 pp
- Leland, H.V. y Porter, S.D. (2000) Distribution of benthic algae in the upper Illinois River basin in relation to geology and land use. *Freshwater Biology*. 44: 279-301.
- Licursi, M. y Gómez, N. (2002) Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. *Ann. Limnologie-International Journal of Limnology*. 38: 109-118.
- Licursi, M. (2005) Efectos de las perturbaciones antropogénicas sobre la taxocenosis de diatomeas bentónicas en sistemas lóticos pampeanos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Licursi, M. y Gómez, N. (2003) Aplicación de índices bióticos en la evaluación de la calidad del agua en sistemas lóticos de la llanura pampeana argentina a partir del empleo de diatomeas. *Biología Acuática*. 21: 31-49
- Licursi, M. y Gómez, N. (2009) Effects of dredging on benthic diatom assemblages in a lowland stream. *Journal of Environmental Management*. 90: 973-982.
- Licursi, M., Gómez, N. y Donadelli, J. (2010) Ecological optima and tolerances of coastal benthic diatoms in the freshwater-mixohaline zone of the Río de la Plata estuary. *Marine Ecology Progress Series*. 418: 105-117

- Lobo E., Callegaro, V., Hermany, G., Gómez, N. y Ector, L. (2004) Use of microlagae in South America for monitoring rivers with special reference to diatoms. *Vie et Milieu Life & Environment*, France, v. 54, n. 2/3: 105-114.
- Lorenzen, C.J. (1967) Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. *Limnology and Oceanography* 12: 343-346
- Lowe, R. y Laliberte, G. (1996) Benthic stream algae: distribution and structure. En: Hauer, R. y Lamberti, G. (Eds.). *Methods in stream ecology*. Academic Press. San Diego, California.
- Lowe, R. y Pan, Y. (1996) Benthic algal communities as biological monitors: 705-740. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.). *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California
- Majewska, R., Gambi, M.C., Totti, C.M., Pennesi, C., De Stefano, M. (2013). Growth form analysis of epiphytic diatom communities of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Polar Biology*. 36: 73-86.
- Margalef, R. (1974) *Ecología*. Omega. Barcelona. España
- Margalef, R. (1983) *Limnología*. Omega. Barcelona. España.
- Maturana, J.M., Bello, M. y Manley, M. (2004) Antecedentes históricos y descripción del fenómeno El Niño, Oscilación del Sur: 13-27. En: History and description of “El Niño, Southern Oscillation” phenomenon. Valparaíso, Chile
- McIntire, D., Gregory, S., Steinman, A. y Lamberti, G. (1996) Modelling benthic algal communities, an example from stream ecology: 669-704. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California
- Metzeltin, D., Lange-Bertalot, H. y García-Rodríguez, F. (2005) *Diatoms of Uruguay, Taxonomy, Biogeography and Diversity*, H. Lange-Bertalot (ed), *Iconographia diatomologica* annotated diatom micrographs. Vol 15.
- Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca. Sistema Integrado de Información Agropecuaria. Sistemas estadísticos: <http://www.siiia.gov.ar/index.php/series-por-provincia/buenos-aires>
- Miretzky, P., Conzonno, V. y Fernández Cirelli, A. (2000) Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentina. *Environmental Geology* 39: 951-956.
- Modenutti, B. y Balseiro, E. (1995) Muestreos y error: 351-360. En: Lopretto, E. y Tell, G. (Eds.). *Ecosistemas de aguas continentales; metodologías para su estudio*. Ediciones Sur. La Plata. Argentina.

- Moncaut, C.A. (2001) Inundaciones y sequías en la Pampa Bonaerense 1576-2001. Ed: El Aljibe. 108 pp.
- Morrás, H. (1999) Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus content as detected in the early 20th Century. *Quaternary International*. 62: 57-67.
- Moss, B. (1977) Adaptations of epipellic and epipsammic freshwater algae. *Oecologia* 28: 103-108.
- Neschuk, N., Gabellone, N y Claps, C. (2000) Caracterización espacial del río Salado (Buenos Aires) mediante concentraciones de fósforo total. *Diversidad y Ambiente* 1: 13-19.
- Neschuk, N. C. (2001) Limnología del Río Salado (Buenos Aires) y el uso de la tierra en su Cuenca. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Neschuk, N., Claps, M.C. y Gabellone, N. (2002a) Planktonic rotifers of a saline lowland river (Salado River, Argentina). *Annales de Limnology - International Journal of Limnology*. 38: 191-198.
- Neschuk, N., Gabellone, N. y Solari, L. (2002b) Plankton characterization of a lowland river (Salado River, Argentina). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 28: 1336-1339.
- Núñez, N., Saulo, C., González, M., Penalba, O., Bertoni, J.C., Catalini, C., Risiga, A., Taboada, M., Damiano, F., Juan, A., González, S. y Natenzón, C. (2005) Informe final., CIMA/CONICET-HIDROESTRUCTURAS S.A. B2: Vulnerabilidad de la Pampa Bonaerense.
- O'Farrel, I. (1993) Phytoplankton ecology and limnology of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Hydrobiologia*. 271: 169-178.
- Pan Y., Herlihy A., Kauffman P., Wigginton J., Van Sickle J. y Moser T. (2004) Linkages among land-use, water quality, physical habitat conditions and lotic diatom assemblages: A multispatial scale assessment. *Hydrobiologia*. 515: 59-73.
- Peterson, C. (1996) Response of algae to natural physical disturbance: 375-402. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California.
- Petts, G.E. (1984) *Impounded rivers*. Wiley, Chichester
- Pickett, S.T.A. y Thompson, J.N. (1978) Path dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 13: 27-37
- Plan Maestro de la Cuenca del Río Salado (PMCRS) (1999) Informe de situación base. Halcrow & Partners. Ministerio de Obras Públicas de la Provincia de Buenos Aires

- Poretti, T.I., Casset, M.A. y Momo, F. (2003) Composición química y dinámica poblacional de *Hyalella curvispina* en el arroyo Las Flores (cuenca del Río Luján). *Biología Acuática* 20: 45-48
- Porter, S. (2008) Algal attributes: an autecological classification of algal taxa collected by the National Water-Quality Assessment Program: U.S. Geological Survey Data Series 329, <http://pubs.usgs.gov/ds/ds329/>
- Potapova, M. y Charles, D.F. (2003) Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*. 48: 1311-1328.
- Poulíčková, A, Hašler, P., Lysáková, M. y Spears, B. (2008) The ecology of freshwater epipelic algae: an update. *Phycologia*. 47: 437-450.
- Poulíčková, A, Dvořák, P., Mazalová, P. y Hašler, P. (2014) Epipelic microphototrophs: an overlooked assemblage in lake ecosystems. *Freshwater Science*. 33:513-523.
- Quaini, K., N. Gabellone, D. Ardohain y L. Solari. 2005. Muestreo intensivo de parámetros físico-químicos en dos sitios de la cuenca inferior del Río Salado (Provincia de Buenos Aires): estudio comparativo. *Biología Acuática*. 22: 215 -222.
- Reynolds, C. (1992) Algae: 195-215. En: Calow, P y Petts, G. (Eds.) *The river handbook*. Volume 1. Blackwell Scientific Publications. Victoria. Australia
- Ringuelet, R. (1972) Tipología de las lagunas de la Provincia de Buenos Aires. *La Limnología regional y los tipos lagunares*. *Physis* XXXI (82): 55-76
- Rodrigues Capítulo, A., Gómez, N., Giorgi, A. y Feijoó, C. (2010) Global changes in pampean lowland streams (Argentina): implications for biodiversity and functioning. *Hydrobiologia*. 657: 53-70
- Sabater, S. y Elosegui, A. (2009) Presentación: importancia de los ríos: 15-21. En: Elosegui, A. (Ed.). *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Fundación BBVA, España.
- Sabater, S., Guasch, H., Martí, E., Armengol, J., Vila, M. y Sabater, F. (1992) The Ter, a Mediterranean river system in Spain. *Limnetica*. 8: 141-149.
- Saigo, M., Marchese, M. y Montalto, L. (2009) Hábitos alimentarios de *Hyalella curvispina* Shoemaker, 1942 (Amphipoda: Gammaridea) en ambientes leníticos de la llanura aluvial del Río Paraná medio. *Natura Neotropicalis*. 40: 43-59
- Sasaki, A., Ito, A., Aizawa, J. y Umita, T. (2005) Influence of water and sediment quality on benthic biota in an acidified river. *Water Research*. 39: 2517-2526.
- Semina, H.J. (1978) Concentrating phytoplankton: 181. En: Sournia, A. (Ed.). *Phytoplankton Manual*. UNESCO. París, Francia.
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN): <http://www.smn.gov.ar>

- Servicio Meteorológico Nacional (SMN) (1999) El fenómeno de El Niño y la Oscilación del Sur. Boletín Informativo Nº 54. Buenos Aires
- Sierra, M.V. y Gómez, N. (2007) Structural characteristics and oxygen consumption of the epipelic biofilm in three lowland streams exposed to different land uses. *Water, Air & Soil Pollution*. 186: 115–127
- Sierra, M.V. (2009) Microbentos de sistemas lóticos pampeanos y su relación con la calidad del agua. Respuestas funcionales y estructurales. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Sierra, M.V. y Gómez, N. (2010) Assessing the disturbance caused by an industrial discharge using field transfer of epipelic biofilm. *Science Total Environment*. 408: 2696-2705.
- Sierra M.V. y Gómez N. (2010) Empleo del microbentos de arroyos de llanura como herramienta de monitoreo para la evaluación del estrés ambiental: experiencia de trasplante. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras Azul, Buenos Aires, Argentina. Tomo II: 745-752.
- Sierra, M.V., Gómez, N., Marano, A. y Di Siervi, M. (2013) Caracterización funcional y estructural del biofilm epipélico en relación al aumento de la urbanización en un arroyo de la llanura pampeana (Argentina). *Ecología Austral*. 23: 108-118
- Soininen, J. (2004) Assessing the current related heterogeneity and diversity patterns of benthic diatom communities in a turbid and a clear water river. *Aquatic Ecology*. 38: 495–501.
- Solari, L. C. y Claps, M. C. (1996) Planktonic and benthic algae of a pampean river (Argentina): comparative analysis. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*. 32: 89-95.
- Solari, L., Claps, M.C. y Gabellone, N. (2002) River-backwater pond interactions in the lower basin of the Salado River (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiology, Supplement*. 141: 99-119.
- Solari L.C., Gabellone N.A., Claps M.C., Casco M.A., Quaíni, K.P. y Neschuk N.C. (2014) Phytoplankton chlorophytes structure related to ENSO events in a saline lowland river (Salado River, Buenos Aires, Argentina). *Ecology and Evolution* 4: 918-932.
- Sommer, U. (1998) Growth and survival strategies of planktonic diatoms. En: Sandgren, C. (ed). *Growth and reproductive strategies of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press.
- Spaccesi, F. y Rodríguez Capítulo, A. (2009) Benthic invertebrate assemblage in Samborombón River (Argentina, S. America), a brackish plain river. *Aquatic Ecology*. 43: 1011-1022

- Staal, L.J. (1995) Tansley review no 84. Physiological ecology of cyanobacteria in microbial mats and other communities. *New Phycologist*. 131: 1-32
- Statzner, B. y Higler, B. (1985) Questions and comments on the River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 42: 1038-1044.
- Steinman, A.D. (1996) Effects of grazers on freshwater benthic algae: 341–373. En: Stevenson R.J., Bothwell M.L., Lowe, R.L. (Eds.). *Algal ecology: freshwater benthic ecosystems*. Academic Press, San Diego, California.
- Steinman, A.D. y McIntire, C.D. (1986) Effects of current and light energy on the structure of periphyton assemblages in laboratory streams. *Journal of Phycology*. 22: 352-361
- Stevenson, R.J. (1996a) An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats: 3-30. En: Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.). *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California.
- Stevenson, R.J. (1996b) The stimulation and drag of current: 321-340. Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (Eds.). *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California.
- Stevenson, R.J., M.L. Bothwell y Lowe, R.L. (1996) *Algal Ecology. Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press. San Diego, California. 753 pp.
- Tanco, R. y Kruse, e. (2001) Prediction of seasonal water-table fluctuations in La Pampa and Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology. J*. 9: 339-347.
- Ter Braak, C. (1995) Calibration. In *Data analysis in community and landscape ecology*. (Eds. R. H. G. Jongman, C, J, F, ter Braak, and O. F. R. Van Tongeren). Cambridge University Press.
- Tietze, E. (2011) Distribución de *Heleobia parchappii* en ambientes dulceacuícolas de la Región Pampeana (Argentina). *Amici Molluscarum*, Número especial: 73-75.
- Tyler Miller, G. (1992) *Ecología y Medio Ambiente*. Iberoamericana. 867 pp.
- Van Dam, H., Mertens, A. y Sinkeldam, J. (1994) A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Aquatic Ecology*. 28: 117-33.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. y Cushing, C.E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37: 130-137
- Varela, M. (1981) El problema de la determinación de clorofila a en el fitobentos: discusión sobre la metodología. *Oecología Aquatica*. 5: 7-19.
- Viglizzo, E., Frank, F. y Carreño, L. (2005) Situación ambiental en las ecorregiones Pampa y Campos y Malezales. En: Martínez Ortiz, U., Acerbi, M. y Corcuera, J. (Eds.). *La situación ambiental argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires.

- Vilches, C. (2012) Efectos de la contaminación difusa sobre el perifiton de arroyos. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Naturales y Museo. Universidad Nacional de La Plata.
- Vilches, C., Giorgi, A., Mastrángelo, M. y Ferrari, L. (2011) Non-point contamination homogenizes the water quality of pampean streams. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 87: 147–151
- Vilches, C., Giorgi, A. y Casco, M.A. (2013) Periphyton responses to non-point pollution in naturally eutrophic conditions in Pampean streams. *Fundamental and Applied Limnology*. 183/1: 63-74
- Vinocur, A., O'Farrell, I. e Izaguirre, I. (1994) Contribution to the knowledge of the diatom flora of the Salado River Basin (Buenos Aires Province, Argentina). *Nova Hedwigia*. 58: 153-175.
- Ward, J. V. (1976) Effects of thermal constancy and seasonal temperature displacement on community structure of stream macroinvertebrates: 302-307. En: Esch, G.W. y McFarlane, R.W. (Eds.). *Thermal EcologyII*. ERDA Symposium Series CONF-750425.
- Ward, J.V. (1989) The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society*. 8: 2-8.
- Ward, J.V. y Stanford, J.A. (1983a) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems: 29-42. En: Fontaine, T.D y Bartell, S.M. (Eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann. Arbor. Sci. Publ.
- Ward, J.V. y Stanford, J.A. (1983b) The intermédiaire-disturbance hipótesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems: 347-356. En: Fontaine, T.D y Bartell, S.M. (Eds). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann. Arbor. Sci. Publ.
- Webster, J.R. y Patten, B.C. (1979) Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographs*. 49: 51-72-
- Wendker, S. (1992) Influence of current velocity on diatoms of a small softwater stream. *Diatom Research*. 7: 387-396.
- Westhoff, V. y van der Maarel, E. (1978) The Braun-Blanquet approach. 2nd ed. En: R. H. Whittaker (ed). *Classification of plant communities*, p. 287-399. Junk, The Hague.
- Wetzel, R.G. (1983) *Limnology*. 2nd. Ed. Saunders College Publishing, New York.
- White, P.S. y Pickett, S.T.A. (1985) Natural disturbance and patch dynamics; an introduction. En: Pickett, S.T.A. y White, P.S. (Eds). *The ecology of natural disturbances and patch dynamics* Academic Press, Inc. California. 472 pp.

Wilderman, C. (1987) Patterns of distribution of diatom assemblages along environmental gradients in the Severn River estuary, Chesapeake Bay, Maryland. *Journal of Phycology*. 23: 209-217.

Williams, W.D. (1999) Salinisation: a major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes & Reservoirs*. 4: 85-91

Zárate, M.A. y Rabassa, J. (2005) Geomorfología de la Provincia de Buenos Aires: 119-138. En: de Barrio, R.E., Etcheverry, R.O., Caballé, M.F. y Llambías, E. (Eds.). *Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*. La Plata.

www.inta.gob.ar Calendario de siembra y cosecha de diversos cultivos, en las principales regiones de producción

www.usda.gov

ANEXOS

Taxa encontrados en la cuenca del río Salado.

Esquema clasificatorio según Guiry y Guiry (2015)

Imperio Prokariota

Reino Eubacteria

Phylum Cyanobacteria

Clase CYANOPHYCEAE

O. Chroococcales

F. Chroococcaceae

Chroococcus sp. Nägeli

Chroococcus minimus (Keiiler) Lemmermann

Chroococcus minutus (Kützing) Nägeli

F. Entophysalidaceae

Chlorogloea microcystoides Geitler

F. Microcystaceae

Gloeocapsa sp. Kützing

Microcystis aeruginosa (Kützing) Kützing

Microcystis aff. *firma* (Kützing) Schmidle

F. Xenococcaceae

Myxosarcina sp. Printz

O. Synechococcales

F. Merismopediaceae

Aphanocapsa elachista W. et G.S. West

Aphanocapsa holsatica (Lemmermann) Cronberg et Komárek

Merismopedia marssonii Lemmermann

Merismopedia tenuissima Lemmermann

Merismopedia warmingiana Lagerheim

Synechocystis salina Wislouch

O. Oscillatoriales

F. Oscillatoriaceae

Lyngbya sp.

Lyngbya aestuarii Liebman ex Gomont

Oscillatoria ornata Kützing ex Gomont

F. Phormidiaceae

Leibleinia epiphytica (Hieronymus) Compère

Phormidium aerugineo-caeruleum (Gomont) Anagnostidis et Komárek

Phormidium inundatum Kützing ex Gomont

Phormidium molle Gomont

Phormidium okenii (Agardh ex Gomont) Anagnostidis et Komárek

Planktothrix aff. *suspensa* (Pringsheim) Anagnostidis et Komárek

F. Spirulinaceae

Spirulina sp. Turpin ex Gomont

Spirulina robusta Welsh

O. Pseudoanabaenales

F. Pseudoanabaenaceae

Heteroleibleinia rigidula (Kützinger ex Hansgirg) Hoffmann

Leptolyngbya subtilis (West) Anagnostidis

Leptolyngbya valderiana (Gomont) Anagnostidis et Komárek

Planktolyngbya limnetica (Lemmermann) Komárková-Legnerová et Cronberg

Pseudanabaena limnetica (Lemmermann) Komárek

O. Nostocales

F. Nostocaceae

Anabaena sp. Bory de Saint-Vincent ex Bornet & Flahault

Anabaenopsis sp. Miller

Nodularia harveyana Thuret ex Bornet & Flahault

Nodularia spumigena Mertens

Nostoc sp. Vaucher ex Bornet & Flahault

Raphidiopsis aff. *mediterranea* Skuja

Imperio Eukariota

Reino Plantae

Phylum Charophyta

Clase CONJUGATOPHYCEAE

O. Desmidiales

F. Closteriaceae

Closterium moniliferum Ehrenberg ex Ralfs

Closterium parvulum Nägeli

F. Desmidiaceae

Cosmarium sp. Corda ex Ralfs

Cosmarium phaseolus Brébisson ex Ralfs

Staurastrum sebaldi Reinsch

O. Zygnematales

F. Zygnemataceae

Mougeotia De Bary

Spirogyra sp. Link

Phylum Chlorophyta

Clase CHLOROPHYCEAE

O. Chlamydomonadales

F. Chlamydomonadaceae

Chlamydomonas sp. Ehrenberg

O. Sphaeropleales

F. Hydrodictyaceae

Pediastrum boryanum (Turpin) Meneguini

Pediastrum duplex Meyen

Pediastrum tetras (Ehrenberg) Ralfs
Tetraedron minimun (Braun) Hansgirg

F. Neochloridaceae

Golenkinia sp. Chodat

F. Scenedesmaceae

Coelastrum astroideum De Notaris
Coelastrum microporum Nägeli
Scenedesmus acuminatus (Lagerheim) Chodat
Scenedesmus sp. Meyen
Scenedesmus acutus Meyen
Scenedesmus aldavei Hegewald
Scenedesmus bicaudatus Dedusenko
Scenedesmus dimorphus (Turpin) Kützing
Scenedesmus disciformis (Chodat) Fott & Komárek
Scenedesmus dispar Brébisson
Scenedesmus ecornis (Ehrenberg) Chodat
Scenedesmus intermedius Chodat
Scenedesmus intermedius var. *acaudatus* Hortobagyi
Scenedesmus longispina Chodat
Scenedesmus magnus Meyen
Scenedesmus nanus Chodat
Scenedesmus obliquus (Turpin) Kützing
Scenedesmus opoliensis Richter
Scenedesmus opoliensis var. *mononensis* Chodat
Scenedesmus quadricauda (Turpin) Brébisson
Scenedesmus sempervirens Chodat
Scenedesmus spinosus Chodat
Tetraedron minimun (Braun) Hansgirg
Tetrastrum elegans Playfair
Tetrastrum staurogeniiforme (Schröder) Lemmermann
Tetrastrum triangulare (Chodat) Komárek

F. Selenastraceae

Monoraphidium arcuatum (Korshikov) Hindák
Monoraphidium circinale (Nygaard) Nygaard
Monoraphidium contortum (Thuret) Komárková-Legnerová
Monoraphidium griffithii (Berkeley) Komárková-Legnerová
Monoraphidium subclavatum Nygaard
Monoraphidium tortile (West & West) Komárková-Legnerová

O. Ulvales

F. Ulvaceae

Enteromorpha sp. Link in Nees
Enteromorpha salina Kützing

Clase TREBOUXIOPHYCEAE

O. Chlorellales

F. Chlorellaceae

Actinastrum sp. Lagerheim
Dictyosphaerium pulchellum Wood

F. Oocystaceae

Crucigeniella rectangularis (Nägeli) Komárek

Franceia sp. Lemmermann

Lagerheimia subsalsa Lemmermann

Oocystis sp. 1 Nägeli ex Braun

Oocystis sp. 2 Nägeli ex Braun

Oocystis parva West & West

incertae sedis

Crucigenia tetrapedia (Kirchner) Kuntze

Clase ULVOPHYCEAE

O. Ulotrichales

F. Gloeotilaceae

Binuclearia tectorum (Kützing) Berger ex Wichmann

O. Cladophorales

F., Cladophoraceae

Cladophora glomerata (Linnaeus) Kützing

Rhizoclonium sp. Kützing

Reino Protozoa

Phylum Euglenozoa

Clase EUGLENOPHYCEAE

O. Euglenales

F. Euglenaceae

Euglena sp. 1 Ehrenberg

Euglena sp. 2 Ehrenberg

Euglena proxima Dangeard

Trachelomonas sp. Ehrenberg

F. Phacaceae

Lepocinclis acus (Müller) Marin & Melkonian

Phacus sp. Dujardin

Reino Chromista

Phylum Ochrophyta

Clase DICTYOPHYCEAE

O. Dictyochales

F. Dictyochaceae

Dictyocha sp. Ehrenberg

Clase XANTHOPHYCEAE

O. Tribonematales

F. Tribonemataceae

Tribonema sp. Derbès & Solier

Clase COSCINODISCOPHYCEAE

O. Aulacoseirales

F. Aulacoseiraceae

Aulacoseira granulata (Ehrenberg) Simonsen

Aulacoseira granulata var. *angustissima* (O. Müller) Simonsen

O. Coscinodiscales

F. Coscinodiscaceae

Coscinodiscus spp. Ehrenberg

F. Heliopeltaceae

Actinoptychus senarius (Ehrenberg) Ehrenberg

F. Hemidiscaceae

Actinocyclus octonarius Ehrenberg

O. Cymatosirales

F. Cymatosiraceae

Cymatosira sp. Grunow

O. Melosirales

F. Melosiraceae

Melosira varians Agardh

O. Paraliales

F. Paraliaceae

Paralia sulcata (Ehrenberg) Cleve

O. Rhizosoleniales

F. Rhizosoleniaceae

Pseudosolenia carcar-avis (Schultze) Sundström

O. Thalassiosirales

F. Stephanodiscaceae

Cyclotella sp. Kützing

Cyclotella atomus Hustedt

Cyclotella baltica (Grunow) Hakansson

Cyclotella caspia Grunow

Cyclotella meneguiniana Kützing

F. Thalassiosiraceae

Thalassiosira spp. Cleve

O. Triceratiales

Triceratiaceae

Pleurosira laevis (Ehrenberg) Compere

Pleurosira laevis f. *polymorpha* (Kützing) Compère

Clase FRAGILARIOPHYCEAE

O. Fragilariales

F. Fragilariaceae

Fragilaria ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot
Pseudostaurosira brevistriata (Grunow) Williams et Round
Pseudostaurosira subsalina (Hustedt) Morales
Staurosira construens Ehrenberg
Synedra berolinensis Lemmermann
Tabularia fasciculata (Agardh) Williams & Round

O. Raphoneidales

F. Raphoneidaceae

Delphineis surirella (Ehrenberg) Andrews

Clase BACILLARIOPHYCEAE

O. Achnanthales

F. Achnanthaceae

Achnanthes brevipes var. *intermedium* (Kützing) Cleve

F. Achnanthidiaceae

Planothidium delicatulum (Kützing) Round & Bukhtiyarova

F. Cocconeidaceae

Cocconeis placentula Ehrenberg

O. Bacillariales

F. Bacillariaceae

Bacillaria paxillifera (Müller) Simonsen
Denticula spp. Kützing
Hantzschia amphyoxis (Ehrenberg) Grunow
Hantzschia sp. Grunow
Nitzschia sp. Hassall
Nitzschia acicularis (Kützing) Smith
Nitzschia amphibia Grunow
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow
Nitzschia gracilis Hantzsch
Nitzschia linearis Smith
Nitzschia nana Grunow
Nitzschia palea (Kützing) Smith
Nitzschia paleaceae Grunow
Nitzschia reversa Smith
Nitzschia sigma (Kützing) Smith
Nitzschia tryblionella Hantzsch
Tryblionella apiculata (Kützing) Ralfs
Tryblionella compressa (Bailey) Poulin
Tryblionella hungarica (Grunow) Frenguelli

O. Cymbellales

F. Anomoeoneidaceae

Anomoeoneis sphaerophora (Ehrenberg) Pfitz.

F. Cymbellaceae

Cymbella sp. Agardh

F. Gomphonemataceae

Gomphonema parvulum Kützing

Gomphonema augur Ehrenberg

O. Mastogloiales

F. Mastogloiaceae

Mastogloia elliptica Cleve

O. Naviculales

F. Amphipleuraceae

Halamphora coffeaeformis (Agardh) Levkov

F. Diploneidaceae

Diploneis sp. Ehrenberg

F. Naviculaceae

Caloneis westii (Smith) Hendey

Geissleria decussis Lange-Bertalot & Metzelin

Hippodonta hungarica (Grunow) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski

Navicula sp. Bory de Vincent

Navicula cincta (Ehrenberg) Ralfs

Navicula coccinella Metzeltin, Lange-Bertalot & García-Rodríguez

Navicula cryptocephala Kützing

Navicula cryptocephala var. *veneta* (Kützing) Rabenhorst

Navicula cymbula Donkin

Navicula microcari Lange-Bertalot

Navicula peregrina (Ehrenberg) Kützing

Navicula radiosa Kützing

Navicula recens Lange-Bertalot

Navicula trivialis Lange-Bertalot

Navicula viridula (Kützing) Ehrenberg

F. Pinnulariaceae

Pinnularia sp. Ehrenberg

F. Plagiotropidaceae

Plagiotropis sp. Pfitzer

Plagiotropis lepidoptera (Gregory) Kuntze

F. Pleurosigmataceae

Gyrosigma sp. 1 Hassall

Gyrosigma sp. 2 Hassall

Gyrosigma sp. 3 Hassall

Gyrosigma terryanum (Peragallo) Cleve

Pleurosigma elongatum Smith

F. Sellaphoraceae

Fallacia pygmaea (Kützing) Stickle & Mann

Fallacia tenera (Hustedt) Mann

Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowsky

F. Stauroneidaceae

Craticula accomoda (Hustedt) Mann

Craticula ambigua (Ehrenberg) Mann

Stauroneis anceps Ehrenberg

O. Rhopalodiales

F. Rhopalodiaceae

Epithemia sp. Kützing

Epithemia adnata (Kützing) Brébisson

Epithemia sorex Kützing

Epithemia zebra (Ehrenberg) Kützing

Rhopalodia acuminata Krammer

Rhopalodia brebissonii Kramer

Rhopalodia gibba (Ehrenberg) Müller

Rhopalodia musculus (Kützing) Müller

O. Surirellales

F. Entomoneidaceae

Entomoneis sp. Ehrenberg

Entomoneis alata (Ehrenberg) Ehrenberg

F. Surirellaceae

Campylodiscus clypeus Ehrenberg

Surirella brebissonii Krammer & Lange-Bertalot

Surirella ovalis Brébisson

Surirella striatula Turpin

O. Thalassiophysales

F. Catenulaceae

Amphora copulata (Kützing) Schoeman & Archibald

Amphora veneta Kützing

incertae sedis

Cymatotheca sp. Hendey

ANEXOS: Capítulo 3

Tabla 1: Promedio y desvío estándar de los parámetros y variables del agua en cada sitio de muestreo.

Se incluye el n y el dato de las transformaciones realizadas para alcanzar la normalidad de la variable

	Junín		C. Mercante		Monez Cazón		C. Vinculación		A. Saladillo		Achupallas		Vallimanca		Canal 16	
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)
T agua(°C)	18,25	(6,5)	16,4	(7,2)	16,5	(7,4)	16,8	(7,8)	17,15	(7,5)	16,95	(7,4)	17,6	(7,7)	19,3	(8,5)
pH	8,54	(0,7)	8,2	(0,6)	8,44	(0,5)	8,37	(0,65)	8,37	(0,6)	8,4	(0,74)	8,31	(0,61)	7,88	(0,63)
OD (mg/L)	5,7	(1,6)	4,7	(3,1)	6,5	(2,5)	6,7	(2,85)	7,4	(2,7)	8,7	(2,1)	8,5	(1,99)	10,2	(1,31)
% sat O2	60	(15,6)	44	(29)	67,4	(26)	68	(21)	75	(17)	88	(12)	87	(9)	109	(15)
Turbidez (NTU)	267	(66)	248	(130)	391	(204)	271	(36)	195	(124)	390	(90)	532	(324)	98	(110)
Cond. (µS/cm)	5375	(164)	14787	(3414)	3238	(676)	11275	(2857)	10340	(3373)	8482	(1702)	5288	(2230)	5403	(3780)
Secchi (cm)	15	(5)	18	(6,3)	14,75	(3,4)	19,25	(5,37)	21,5	(3,1)	14,75	(3,7)	13,5	(9,18)	42,4	(27)
Vel. Corr (m/s)	0,43	(0,43)	0,37	(0,27)	0,2	(0,11)	0,18	(0,22)	0,44	(0,35)	0,36	(0,24)	0,09	(0,11)	0,034	(0,02)
dist. puente (m)	2,43	(1)	3,58	(0,2)	3,8	(0,1)	2,77	(1)	3,32	(1,2)	3,9	(0,3)	4,7	(0,1)	6,57	(0,1)
sólidos (mg/l)	155	(63)	183	(48)	184	(58)	165	(22)	112	(25)	213	(68)	230	(150)	114	(106)
M.O. (mg/ L)	99	(14)	124	(21)	102	(30)	116	(13)	91	(19)	114	(23)	82	(45)	67	(31)
M.O. disuelta	0,04	(0,02)	0,03	(0,01)	0,06	(0,02)	0,04	(0,01)	0,05	(0,01)	0,03	(0,01)	0,01	(0,01)	0,01	(0,01)
alcalinidad	717	(167)	537	(117)	741	(224)	601	(136)	620	(173)	754	(110)	446	(64)	443	(91)
Chl a (µg/L)	83	(29)	190	(72)	72	(48)	187	(14)	172	(143)	153	(91)	67	(49)	29	(23)
NO3+NO2 (µg/L)	1647	(981)	132	(127)	107	(64)	95	(113)	93	(80)	78	(58)	9,2	(13,15)	17	(16,7)
Amonio (µg/L)	546	(324)	245	(128)	132	(63)	57	(51)	300	(189)	23	(13)	44	(86)	4	(8)
PRS (µg/L)	690	(220)	41	(15)	367	(115)	80	(40)	175	(45)	255	(63)	52	(14)	33	(14)
PT (µg/L)	1170	(487)	637	(226)	993	(384)	642	(303)	674	(250)	838	(360)	571	(441)	307	(214)

Tabla 1 (continuación)

	Pje. Destino		Guerrero		Canal 15		C. Aliviador		Desemboc.		n	transf
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)		
T agua(°C)	17,5	(7,5)	16,4	(7,4)	17	(7,6)	16	(6,5)	15,3	(7)	52	raiz
pH	8,26	(0,67)	8,25	(0,74)	8,23	(0,48)	7,86	(0,49)	7,67	(0,73)	52	NO
OD (mg/L)	8,1	(2,18)	9,3	(0,77)	6,8	(2,88)	8,8	(3,65)	6,9	(2,87)	52	NO
% sat O2	83	(20)	93	(10)	69	(18)	84	(28,5)	65	(21)	52	NO
Turbidez (NTU)	332	(147)	234	(96)	383	(154)	438	(109)	857	(188)	52	raiz
Cond. (µS/cm)	7458	(1281)	7290	(1205)	7868	(1358)	17100	(2790)	14650	(7048)	52	raiz
Secchi (cm)	19,5	(7,6)	18,25	(5,37)	19	(4,24)	17,75	(5,25)	8,75	(2,5)	52	log
Vel. Corr (m/s)	0,4	(0,28)	0,12	(0,078)	0,42	(0,14)	0,14	(0,13)	0,1	(0,09)	39	raiz
dist. puente (m)	5,2	(0,2)	6,18	(0,1)	6,75	(0,7)	4,43	(0,5)	3,44	(0,4)	46	NO
sólidos (mg/l)	234	(111)	121	(10)	226	(77)	249	(35)	501	(239)	52	raiz
M.O. (mg/ L)	122	(42)	86	(22)	99	(24)	100	(25)	118	(33)	52	NO
M.O. disuelta	0,027	(0,01)	0,027	(0,00)	0,023	(0,00)	0,02	(0,01)	0,024	(0,02)	52	NO
alcalinidad	581	(0,005)	548	(108)	569	(90)	265	(88)	238	(104)	52	NO
Chl a (µg/L)	114	(64)	89	(12)	56	(17)	83	(45)	31	(19)	52	raiz
NO3+NO2 (µg/L)	75	(84)	115	(133)	186	(261)	15	(25)	37	(43)	52	log
Amonio (µg/L)	31	(51)	157	(178)	116	(65)	587	(840)	297	(343)	52	raiz
PRS (µg/L)	169	(78)	164	(63)	187	(52)	202	(120)	182	(110)	52	raiz
PT (µg/L)	562	(217)	544	(182)	646	(350)	615	(252)	1256	(843)	52	raiz

Tabla 2: Promedio y desvío estándar de los parámetros y variables del agua en cada momento estudiado.

Se incluye el n y el dato de las transformaciones realizadas para alcanzar la normalidad de la variable

	verano		otoño		invierno		primavera		n	transf
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)		
T agua(°C)	25,3	(1,4)	13,2	(1,38)	9	(1,2)	20,6	(1,86)	52	raiz
pH	7,9	(0,4)	7,7	(0,2)	8,2	(0,3)	9,1	(0,3)	52	NO
OD (mg/L)	5	(2,3)	7,4	(2,1)	10,3	(1,5)	7,5	(1,7)	52	NO
% sat O2	61	(28)	71	(19)	90	(14)	83	(22)	52	NO
Turbidez (NTU)	410	(262)	358	(225)	272	(200)	385	(218)	52	raiz
Cond. (µS/cm)	7282	(3702)	9138	(5578)	8078	(3020)	11981	(5830)	52	raiz
Secchi (cm)	18	(4,3)	17	(20)	18	(5,3)	21	(8,6)	52	log
Vel. Corr (m/s)	s/d	s/d	0,12	(0,08)	0,43	(0,29)	0,2	(0,17)	39	raiz
dist. puente (m)	4,03	(1,47)	3,99	(1,34)	4,59	(1,43)	4,33	(1,44)	46	NO
sólidos (mg/l)	213	(106)	233	(199)	191	(91)	189	(104)	52	raiz
M.O. (mg/ L)	117	(25)	114	(34)	85	(22)	89	(23,5)	52	NO
M.O. disuelta	0,04	(0,02)	0,03	(0,02)	0,03	(0,01)	0,03	(0,02)	52	NO
alcalinidad	434	(167)	530	(180)	664	(183)	545	(190)	52	NO
Chl a (µg/L)	105	(59)	84	(56)	85	(75)	135	(101)	52	raiz
NO3+NO2 (µg/L)	105	(128)	270	(371)	236	(773)	191	(520)	52	log
Amonio (µg/L)	263	(502)	171	(180)	222	(290)	125	(163)	52	raiz
PRS (µg/L)	165	(99)	192	(202)	264	(207)	178	(220)	52	raiz
PT (µg/L)	610	(210)	965	(428)	404	(207)	930	(510)	52	raiz

Tabla 3: Variables del sedimento promedio para cada sitio y fecha

	Muestreo	Junín	Canal Mercante	Monez Cazón	Canal Vinculación	Arroyo Saladillo	Achupallas
TP (g/m ²)	ver	402	140	94	s/d	243	321
	otoño	1224	443	330	221	422	868
	inv	435	603	258	1087	252	668
	prim	652	257	172	358	250	973
MO (g/m ²)	ver	1606	712	919	s/d	1472	1198
	otoño	916	1387	682	701	1259	1566
	inv	899	1494	990	1963	700	1463
	prim	1160	990	909	1202	984	1896
%MO	ver	5	3	6	s/d	7	5
	otoño	8	5	4	3	6	8
	inv	8	6	4	16	4	9
	prim	8	4	4	6	3	10
gr lim+arc/ Kg PS	ver	190	304	435	141	210	117
	otoño	30	241	299	179	266	48
	inv	245	210	305	396	52	206
	prim	43	122	285	209	78	181
gr ar finas/ Kg PS	ver	561	549	384	589	493	362
	otoño	79	684	522	624	555	208
	inv	488	673	580	210	831	508
	prim	56	775	624	637	885	493
gr ar medias/ Kg PS	ver	75	42	14	73	79	123
	otoño	59	37	49	80	79	119
	inv	80	52	60	148	47	88
	prim	56	25	41	56	22	146
gr ar gruesas/ Kg PS	ver	110	94	49	172	197	316
	otoño	560	39	81	101	65	478
	inv	148	52	48	170	55	182
	prim	446	21	30	50	6	175
gr gravas/ Kg PS	ver	17	0	101	22	0	56
	otoño	269	0	43	6	0	140
	inv	7	0	0	0	2	0
	prim	394	0	0	0	0	2
% lim+arc	ver	19	30	43	14	21	12
	otoño	3	24	30	18	27	5
	inv	24	21	31	40	5	21
	prim	6	12	29	21	8	18
% ar finas	ver	56	55	38	59	49	36
	otoño	8	68	52	62	55	21
	inv	49	67	58	21	83	51
	prim	5	78	62	64	89	49

Tabla 3 (continuación)

	Muestreo	Junín	Canal Mercante	Monez Cazón	Canal Vinculación	Arroyo Saladillo	Achupallas
% ar medias	ver	8	4	1	7	8	12
	otoño	6	4	5	8	8	12
	inv	8	5	6	15	5	9
	prim	6	2	4	6	2	15
% ar gruesas	ver	11	9	5	17	20	32
	otoño	56	4	8	10	6	48
	inv	15	5	5	17	6	18
	prim	54	2	3	5	1	17
% gravas	ver	2	0	10	2	0	6
	otoño	27	0	4	1	0	14
	inv	1	0	0	0	0	0
	prim	29	0	0	0	0	0
cl a (mg/m ²)	ver	501	535	366	241	126	110
	otoño	223	336	171	4	29	83
	inv	388	458	266	560	130	321
	prim	262	120	216	241	66	882
Feof (mg/m ²)	ver	129	0	229	282	112	140
	otoño	233	702	511	120	208	287
	inv	451	1039	307	1365	219	557
	prim	179	262	229	514	198	1445
riqueza de especies	ver	24	19	15	17	12	15
	otoño	15	20	16	3	2	2
	inv	33	30	19	10	20	19
	prim	18	31	17	26	20	32

Vallimanca	Canal 16	Destino	Guerrero	Canal 15	Canal Aliviador	Desemboc.
s/d	314	228	133	289	s/d	385
260	309	576	552	411	849	733
766	287	460	506	440	958	710
401	218	635	409	630	667	889
s/d	1565	745	867	949	s/d	1834
875	713	848	754	331	801	916
991	846	1102	1358	583	1590	1295
1148	622	1195	1037	339	1321	1474
s/d	3	4	6	2	s/d	7
3	3	7	8	2	8	8
10	3	5	3	2	7	6
6	3	6	2	4	8	10
s/d	163	250	410	28	51	28
132	135	184	173	15	100	40
417	237	289	332	15	145	22
156	105	235	208	13	147	129
s/d	654	396	393	503	272	368
658	735	413	267	569	300	215
374	617	484	358	459	354	128
734	842	383	622	401	355	246
s/d	46	48	84	14	91	217
116	73	53	70	82	113	203
55	43	65	38	30	149	70
58	34	49	40	51	150	171
s/d	118	178	76	129	258	285
42	21	150	99	179	292	364
94	37	117	117	143	328	270
32	6	159	82	189	270	329
s/d	0	115	0	325	309	45
12	0	184	374	149	87	138
0	47	17	125	349	33	371
0	0	159	21	344	33	82
s/d	16	25	41	3	1	3
13	13	18	17	1	10	4
42	24	29	33	1	14	2
16	10	24	21	1	15	13
s/d	65	40	39	50	27	37
66	73	41	27	57	30	22
37	62	48	36	46	35	13
73	84	38	62	40	36	25

Vallimanca	Canal 16	Destino	Guerrero	Canal 15	Canal Aliviador	Desemboc.
s/d	5	5	8	1	5	22
12	7	5	7	8	11	20
6	4	7	4	3	15	7
6	3	5	4	5	15	17
s/d	12	18	8	13	26	28
4	2	15	10	18	29	36
9	4	12	12	14	33	27
3	1	16	8	19	27	33
s/d	0	11	0	32	44	5
1	0	18	37	15	9	14
0	5	2	12	35	3	37
0	0	16	2	34	3	8
s/d	199	559	132	120	190	199
16	159	466	105	19	252	140
791	130	252	11	84	129	89
190	144	249	14	9	102	112
s/d	195	0	167	167	195	632
115	155	512	207	88	386	216
521	207	358	47	194	458	241
186	80	389	50	69	280	244
s/d	10	16	26	22	2	4
19	29	32	14	10	17	16
16	20	29	1	12	19	7
22	23	28	4	13	7	8

Tabla 4: Promedio y desvío estándar de las variables del sedimento en cada sitio de muestreo.

Se incluye el n y el dato de las transformaciones realizadas para alcanzar la normalidad de la variable

	Junín		C. Mercante		Monez Cazón		C. Vinculación		A. Saladillo		Achupallas		Vallimanca		Cana 16	
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)
TP (g/m ²)	678	(380)	361	(204)	214	(103)	555	(466)	292	(87)	707	(287)	476	(261)	282	(44)
MO (g/m ²)	1145	(330)	1146	(361)	875	(134)	1289	(635)	1104	(335)	1531	(289)	1005	(137)	936	(429)
%MO	7	(1)	4	(1,28)	4	(1)	8	(7)	5	(2)	8	(2)	6	(4)	3	(0,2)
gr lim+arc/Kg PS	127	(107)	220	(75,7)	331	(70)	231	(113)	151	(103)	138	(71)	235	(158)	160	(57)
gr ar finas/Kg PS	296	(265)	670	(93)	527	(104)	515	(204)	691	(196)	393	(140)	589	(190)	712	(100)
gr ar medias/Kg PS	68	(12)	39	(11)	41	(19)	89	(40)	57	(28)	119	(24)	76	(34)	49	(17)
gr ar gruesas/Kg PS	316	8221)	51	(31)	52	(21)	123	(59)	81	(81)	288	(143)	56	(33)	45	(59)
gr gravas/Kg PS	172	(191)	0	(0)	36	(48)	7	(11)	0	(1)	49	(65)	4	(7)	12	(23)
% lim+arc	13	(10)	22	(8)	33	(7)	23	(11)	15	(10)	14	(7)	23	(16)	16	(6)
% ar mf + ar f	29	(27)	67	(9)	53	(10)	51	(20)	69	(20)	39	(14)	59	(19)	71	(10)
% ar media	7	81)	4	(1)	4	(2)	9	(4)	6	(3)	12	(2)	8	(4)	5	(2)
% ar g y ar mg	34	(24)	5	(3)	5	(2)	12	(6)	8	(8)	29	(14)	6	(3)	5	(5)
% g	15	(16)	0	(0)	4	(5)	1	(1)	0	(1)	5	(7)	0	(1)	1	(2)
cl a (mg/m ²)	343	(126)	362	(181)	255	(84)	261	(228)	88	(49)	349	(371)	332	(407)	158	(30)
Feof (mg/m ²)	248	(142)	501	(461)	319	(133)	570	(554)	184	(49)	607	(584)	274	(217)	159	(58)
riqueza de especies	23	(8)	25	(6)	17	(2)	14	(10)	14	(9)	17	(12)	19	(3)	21	(8)

Tabla 4 (continuación)

	Pje. Destino		Guerrero		Canal 15		C. Aliviador		Desemboc.		n	transf
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)		
TP (g/m ²)	475	(180)	400	(188)	443	(141)	825	(147)	679	(212)	49	raiz
MO (g/m ²)	972	(211)	1004	(263)	550	(290)	1237	(401)	1380	(382)	49	NO
%MO	5	(1)	5	(3)	2	(1)	8	(1)	8	(2)	49	raiz
gr lim+arc/Kg PS	239	(43)	281	(110)	18	(7)	111	(45)	55	(50)	51	raiz
gr ar finas/Kg PS	419	(45)	410	(151)	483	(71)	320	(41)	240	(99)	51	NO
gr ar medias/Kg PS	54	(8)	58	(23)	44	(30)	126	(29)	165	(66)	51	raiz
gr ar gruesas/Kg PS	151	(26)	94	(18)	160	(29)	287	(31)	312	(43)	51	raiz
gr gravas/Kg PS	119	(74)	130	(171)	292	(96)	115	(131)	159	(146)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
% lim+arc	24	(4)	28	(11)	2	(1)	10	(6)	5	(5)	51	NO
% ar mf + ar f	42	(5)	41	(15)	48	(7)	32	(4)	24	(10)	51	NO
% ar media	5	(1)	6	(2)	4	(3)	11	(5)	17	(7)	51	raiz
% ar g y ar mg	15	(3)	9	(2)	16	(3)	29	(3)	31	(4)	51	raiz
% g	12	(7)	13	(17)	29	(10)	15	(20)	16	(15)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
cl a (mg/m ²)	382	(156)	66	(62)	58	(53)	168	(68)	135	(48)	51	raiz
Feof (mg/m ²)	315	(220)	118	(81)	129	(61)	329	(116)	333	(200)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
riqueza de especies	26	(7)	11	(11)	14	(5)	11	(8)	9	(5)	51	NO

Tabla 5: Promedio y desvío estándar de las variables del sedimento en cada momento de muestreo.

Se incluye el n y el dato de las transformaciones realizadas para alcanzar la normalidad de la variable

	verano		otoño		invierno		primavera		n	transf
	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)	prom	(DS)		
TP (g/m ²)	255	(107)	554	(292)	571	(261)	501	(259)	49	raiz
MO (g/m ²)	1187	(404)	904	(328)	1175	(394)	1098	(379)	49	NO
%MO	5	(2)	6	(2)	6	(4)	6	(3)	49	raiz
gr lim+arc/Kg PS	194	(137)	142	(93)	221	(132)	147	(78)	51	raiz
gr ar finas/Kg PS	460	(114)	448	(214)	466	(188)	543	(246)	51	NO
gr ar medias/Kg PS	75	(55)	87	(43)	71	(38)	69	(51)	51	raiz
gr ar gruesas/Kg PS	165	(85)	190	(178)	135	(88)	138	(140)	51	raiz
gr gravas/Kg PS	82	(116)	108	(117)	73	(132)	80	(137)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
% lim+arc	19	(14)	14	(9)	22	(13)	15	(8)	51	NO
% ar mf + ar f	46	(11)	45	(21)	47	(19)	54	(25)	51	NO
% ar media	7	(6)	9	(4)	7	(4)	7	(5)	51	raiz
% ar g y ar mg	17	(9)	19	(18)	14	(9)	14	(16)	51	raiz
% g	9	(14)	11	(12)	7	(13)	7	(12)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
cl a (mg/m ²)	273	(171)	154	(138)	278	(224)	200	(222)	51	raiz
Feof (mg/m ²)	187	(163)	288	(187)	459	(366)	317	(362)	51	(NO ALCANZÓ LA NORMALIDAD)
riqueza de especies	15	(7)	15	(9)	18	(9)	19	(9)	51	NO

Tabla 6: Valores de p resultante de ANOVA realizado con los parámetros y variables del agua y del sedimento.

Se destacan en rojo los valores de p correspondientes a las variables con diferencias significativas

		sitios	fechas
	T agua(°C)	0,031	0,000
	pH	0,000	0,000
	OD (mg/L)	0,000	0,000
	Turbidez (NTU)	0,000	0,029
	Cond. (µS/cm)	0,000	0,000
A	Secchi (cm)	0,197	0,118
G	Vel. Corr (m/s)	0,005	0,000
U	dist. puente (m)	0,000	0,501
A	sólidos (mg/l)	0,000	0,736
	M.O. (mg/ L)	0,043	0,001
	M.O. disuelta	0,000	0,199
	alcalinidad	0,000	0,000
	Chl a (µg/L)	0,029	0,151
	NO3+NO2 (µg/L)	0,000	0,000
	Amonio (µg/L)	0,006	0,671
	PRS (µg/L)	0,000	0,005
	PT (µg/L)	0,000	0,000
	PT (g/m ²)	0,001	0,001
	MO (g/m ²)	0,184	0,292
	%MO	0,004	0,672
S	gr lim+arc/Kg PS	0,000	0,085
E	gr ar finas/Kg PS	0,001	0,302
D	gr ar medias/Kg PS	0,000	0,280
I	gr ar gruesas/Kg PS	0,000	0,219
M	gr gravas/Kg PS		
E	% lim+arc	0,004	0,088
N	% ar mf + ar f	0,000	0,433
T	% ar media	0,000	0,291
O	% ar g y ar mg	0,000	0,302
	% g		
	cl a (mg/m ²)	0,013	0,073
	Feof (mg/m ²)		
	riqueza de especies	0,209	0,674

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc. AGUA

	Temperatura	1	2
13	D	***	
12	CA	***	***
3	MCz	***	***
2	CM	***	***
10	G	***	***
4	CV	***	***
11	C15	***	***
6	A	***	***
5	AS	***	***
9	PeD	***	***
7	V	***	***
1	J	***	***
8	C16		***

Temp.	1	2	3	4
inv	***			
oto		***		
prim			***	
ver				***

	pH	1	2	3
13	D	***		
12	CA	***	***	
8	C16	***	***	
2	CM		***	***
11	C15		***	***
10	G		***	***
9	PeD		***	***
7	V		***	***
4	CV			***
5	AS			***
6	A			***
3	MCz			***
1	J			***

pH	1	2	3	4
oto	***			
ver		***		
inv			***	
prim				***

	OD	1	2	3	4
2	CM	***			
1	J	***	***		
3	MCz	***	***	***	
4	CV	***	***	***	
11	C15	***	***	***	
13	D	***	***	***	
5	AS	***	***	***	***
9	PeD		***	***	***
7	V		***	***	***
6	A		***	***	***
12	CA		***	***	***
10	G			***	***
8	C16				***

OD	1	2	3
ver		***	
oto	***		
prim	***		
inv			***

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc. AGUA

	Turbidez	1	2	3
8	C16	***		
5	AS	***	***	
10	G	***	***	
2	CM	***	***	
1	J	***	***	
4	CV	***	***	
9	PeD	***	***	
3	MCz		***	
11	C15		***	
6	A		***	***
12	CA		***	***
7	V		***	***
13	D			***

Turb.	1	2
inv	***	
oto	***	***
prim	***	***
ver		***

	Conductividad	1	2	3	4	5	6	7
3	MCz	***						
8	C16	***	***					
7	V	***	***	***				
1	J	***	***	***				
10	G	***	***	***	***			
9	PeD	***	***	***	***			
11	C15		***	***	***	***		
6	A		***	***	***	***	***	
5	AS			***	***	***	***	***
4	CV				***	***	***	***
13	D					***	***	***
2	CM						***	***
12	CA							***

	Vel. Corriente	1
8	C16	***
7	V	***
13	D	***
10	G	***
12	CA	***
4	CV	***
3	MCz	***
6	A	***
2	CM	***
9	PeD	***
1	J	***
5	AS	***
11	C15	***

Cond.	1	2
ver	***	
inv	***	
oto	***	
prim		***

Veloc.	1	2
oto	***	
prim	***	
inv		***

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc. AGUA

	Dist. Puente	1	2	3	4	5	6
1 J		***					
4 CV		***					
5 AS		***	***				
13 D		***	***				
2 CM		***	***				
3 MCz		***	***	***			
6 A		***	***	***			
12 CA			***	***	***		
7 V			***	***	***		
9 PeD				***	***	***	
10 G					***	***	***
8 C16						***	***
11 C15							***

	Sólidos	1	2
8 C16		***	
5 AS		***	
10 G		***	
1 J		***	
4 CV		***	
3 MCz		***	
2 CM		***	
6 A		***	
7 V		***	***
11 C15		***	***
9 PeD		***	***
12 CA		***	***
13 D			***

	MO dis	1	2	3	4
C16		***			
CA		***	***		
V		***	***		
C15		***	***	***	
D		***	***	***	
PeD		***	***	***	
G		***	***	***	
A		***	***	***	***
CM		***	***	***	***
CV			***	***	***
J			***	***	***
AS				***	***
MCz					***

	MO particulada	1
8 C16		***
7 V		***
10 G		***
5 AS		***
11 C15		***
1 J		***
12 CA		***
3 MCz		***
6 A		***
4 CV		***
13 D		***
9 PeD		***
2 CM		***

MO part.	1	2	3
inv	***		
prim	***	***	
oto		***	***
ver			***

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc. AGUA

	Alcalinidad	1	2	3
13	D	***		
12	CA	***		
8	C16	***	***	
7	V	***	***	
2	CM		***	***
10	G		***	***
11	C15		***	***
9	PeD		***	***
4	CV		***	***
5	AS		***	***
1	J			***
3	MCz			***
6	A			***

alc.	1	2	3
ver		***	
oto	***		
prim	***		
inv			***

	Nitratos + nitritos	1	2	3	4
12	CA	***			
7	V	***	***		
8	C16	***	***	***	
13	D	***	***	***	
9	PeD	***	***	***	
4	CV	***	***	***	
10	G	***	***	***	
5	AS		***	***	
6	A		***	***	
2	CM		***	***	
3	MCz			***	***
11	C15			***	***
1	J				***

Nitr.	1	2
inv	***	
prim	***	
ver	***	
oto		***

	Amonio	1	2
8	C16	***	
7	V	***	***
9	PeD	***	***
6	A	***	***
4	CV	***	***
11	C15	***	***
10	G	***	***
3	MCz	***	***
13	D	***	***
2	CM	***	***
5	AS	***	***
12	CA	***	***
1	J		***

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc. AGUA

	PRS	1	2	3	4	5	6
8	C16	***					
2	CM	***					
7	V	***	***				
4	CV	***	***	***			
10	G		***	***	***		
9	PeD		***	***	***		
13	D		***	***	***	***	
5	AS		***	***	***	***	
11	C15			***	***	***	
12	CA			***	***	***	
6	A				***	***	
3	MCz					***	
1	J						***

	PT	1	2
8	C16	***	
7	V	***	***
10	G	***	***
9	PeD	***	***
12	CA	***	***
4	CV	***	***
11	C15	***	***
2	CM	***	***
5	AS	***	***
6	A	***	***
3	MCz		***
1	J		***
13	D		***

PRS	1	2
prim	***	
ver	***	
oto	***	
inv		***

PT	1	2	3
inv	***		
ver	***	***	
prim		***	***
oto			***

Test de Tukey post-hoc . SEDIMENTO

	limos+arcillas	1	2	3	4
11	C15	***			
13	D	***	***		
12	CA	***	***	***	
1	J	***	***	***	
6	A	***	***	***	***
5	AS		***	***	***
8	C16		***	***	***
2	CM			***	***
7	V		***	***	***
4	CV			***	***
9	PeD			***	***
10	G			***	***
3	MCz				***

ar. finas	1	2	3
D	***		
J	***	***	
CA	***	***	***
A	***	***	***
G	***	***	***
PeD	***	***	***
V	***	***	***
C15	***	***	***
CV	***	***	***
MCz	***	***	***
CM		***	***
AS			***
C16			***

Tabla 6 (continuación)
Test de Tukey post-hoc . SEDIMENTO

	arenas medias	1	2	3	4
2	CM	***			
3	MCz	***			
11	C15	***			
8	C16	***	***		
9	PeD	***	***	***	
5	AS	***	***	***	
10	G	***	***	***	
1	J	***	***	***	
7	V	***	***	***	***
4	CV	***	***	***	***
6	A		***	***	***
12	CA			***	***
13	D				***

ar. gruesa	1	2	3
C16	***		
CM	***		
MCz	***		
V	***		
AS	***		
G	***	***	
CV	***	***	***
PeD	***	***	***
C15	***	***	***
A		***	***
J		***	***
CA		***	***
D			***

	PT	1	2	3
3	MCz	***		
8	C16	***	***	
5	AS	***	***	
2	CM	***	***	***
10	G	***	***	***
11	C15	***	***	***
7	V	***	***	***
9	PeD	***	***	***
4	CV	***	***	***
1	J		***	***
13	D		***	***
6	A		***	***
12	CA			***

PT	1	2
ver		***
prim	***	
oto	***	
inv	***	

	% Mat. Org.	1	2
11	C15	***	
8	C16	***	***
2	CM	***	***
3	MCz	***	***
10	G	***	***
5	AS	***	***
9	PeD	***	***
7	V	***	***
1	J	***	***
4	CV	***	***
12	CA	***	***
13	D		***
6	A		***

Clor. a	1
C15	***
G	***
AS	***
D	***
C16	***
CA	***
CV	***
V	***
MCz	***
A	***
J	***
CM	***
PeD	***

Tabla 7: Análisis de correlaciones entre variables que representan los factores reguladores del desarrollo del fitobenton

Coeficientes de correlación por rangos de Spearman (r_s).

Se destacan con rojo las variables cuyas correlaciones son significativas: $p < 0,05$

SALINIDAD	cond.	Cl ⁻	SO ₄ ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	vel. corr.	dist. pue	temp.	OD
cond.	1										
Cl ⁻	0,97	1									
SO ₄ ⁻	0,49	0,34	1								
Na ⁺	0,75	0,79	0,15	1							
K ⁺	0,52	0,6	-0,2	0,75	1						
Ca ⁺⁺	0,28	0,3	0	0,28	0,23	1					
Mg ⁺⁺	0,11	0,08	0,04	0,09	-0,02	0,26	1				
vel. corr.	-0,14	-0,17	-0,11	-0,05	-0,18	0,05	0,29	1			
dist. puente	-0,15	-0,14	0,02	-0,25	-0,22	0,29	0,04	-0,01	1		
temp.	-0,06	-0,04	-0,02	-0,23	-0,29	-0,38	-0,23	-0,33	-0,06	1	
OD	0	-0,04	0,03	-0,07	-0,04	0,42	0,31	0,19	0,35	-0,67	1

NUTRIENTES	NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PRS	PT	PT sedim.	vel. corr.	dist. pue	temp.	OD
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	1								
NH ₄ ⁺	0,39	1							
PRS	0,77	0,38	1						
PT	0,36	-0,02	0,35	1					
PT sedim.	0,11	-0,03	0,21	0,27	1				
vel. corr.	-0,09	0,1	0,08	-0,31	0	1			
dist. puente	-0,27	-0,15	-0,31	-0,43	-0,24	-0,01	1		
temp.	-0,02	0,1	-0,1	0,11	-0,33	-0,33	-0,07	1	
OD	-0,19	-0,28	-0,08	-0,29	0,29	0,19	0,35	-0,66	1

Tabla 7 (continuación)

TEMPERATURA	temp.	OD
temp.	1	
OD	-0,66	1

FLUJO DEL AGUA	vel. corr.	dist. pue	sólidos	MO susp.	MO dis.	MO sedim.	turbidez
vel. corr.	1						
dist. puente	-0,01	1					
sólidos susp.	-0,05	-0,1	1				
MO susp.	0,05	-0,31	0,5	1			
MO dis.	0,21	-0,43	-0,19	0,24	1		
MO en sedim.	0,04	-0,41	0,1	0,14	0,01	1	
turbidez	-0,19	-0,16	0,85	0,39	-0,08	0,21	1

LUZ	Secchi	turbidez	sólidos	MO susp.	MO dis.	MO sedim.
Secchi	1					
turbidez	-0,47	1				
sólidos susp.	-0,43	0,85	1			
MO susp.	-0,36	0,41	0,51	1		
MO dis.	-0,23	-0,07	-0,2	0,23	1	
MO sedim.	-0,17	0,19	0,11	0,15	0,05	1

SUSTRATO	l+a	ar. finas	ar. medias	ar. gruesas	gravas	MO sedim.	PT sedim.
l+a sedim.	1						
ar. finas sedim.	0,08	1					
ar. medias sedim.	-0,17	-0,41	1				
ar. gruesas sedim.	-0,46	-0,81	0,5	1			
gravas sedim.	-0,52	-0,59	-0,15	0,46	1		
MO sedim.	0,15	-0,22	0,5	0,25	-0,26	1	
PT sedim.	-0,2	-0,64	0,49	0,67	0,26	0,42	1

Tabla 8: Resultados Análisis de Componentes Principales
Variables físico-químicas del agua

Se analizaron 15 variables x52 casos
 Datos transformados y estandarizados

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
Eigenvalores	3,183	2,796	1,859
Porcentaje	21,221	18,639	12,393
Porcentaje acumulado	21,221	39,86	52,253

PCA variable loadings

	Eje 1	Eje 2	Eje 3
temperatura	0,119	-0,125	-0,506
dist. Puente	-0,129	-0,031	0,378
alcalinidad	0,063	0,474	0,176
pH	0,001	0,189	0,125
OD	-0,356	0,107	0,418
cond	0,025	-0,375	0,203
secchi	-0,352	0,108	-0,295
solidos	0,22	-0,408	0,267
MO part.	0,339	-0,276	-0,076
MO dis.	0,276	0,242	-0,281
Si	-0,238	0,022	-0,212
NO ₃ ⁻ +NO ₂ ⁻	0,326	0,304	0,103
NH ₄ ⁺	0,218	0,064	-0,022
PRS	0,325	0,383	0,14
PT	0,398	-0,124	0,145

PCA case scores

	Groups	Eje 1	Eje 2	Eje 3
J	verano	0,11	0,162	-0,251
J	otoño	0,627	0,373	-0,075
J	invierno	0,548	0,56	0,295
J	primavera	0,466	0,503	0,091
CM	verano	0,127	-0,141	-0,305
CM	otoño	0,222	-0,232	-0,003
CM	invierno	-0,082	-0,023	0,131
CM	primavera	-0,004	-0,161	-0,041
MCz	verano	0,213	0,084	-0,259
MCz	otoño	0,212	0,103	0,085
MCz	invierno	-0,054	0,472	0,104
MCz	primavera	0,242	0,243	-0,153
CV	verano	0,12	-0,087	-0,305
CV	otoño	0,058	-0,052	-0,054
CV	invierno	-0,115	0,069	0,093
CV	primavera	-0,04	-0,023	-0,034

Tabla 8 (continuación)

PCA case scores

	Groups	Eje 1	Eje 2	Eje 3
AS	verano	-0,008	0,06	-0,431
AS	otoño	0,103	0,024	-0,164
AS	invierno	-0,181	0,251	0,129
AS	primavera	0,109	0,09	-0,031
A	verano	0,066	0,111	-0,101
A	otoño	0,113	0,013	0,038
A	invierno	-0,171	0,216	0,2
A	primavera	0,122	-0,059	0,175
V	verano	0,123	-0,293	-0,092
V	otoño	-0,224	0,018	0,169
V	invierno	-0,299	0,008	0,179
V	primavera	-0,18	-0,01	0,007
C16	verano	-0,083	-0,197	-0,27
C16	otoño	-0,734	0,171	-0,456
C16	invierno	-0,517	0,106	0,093
C16	primavera	-0,544	0,051	-0,065
PeD	verano	0,116	-0,187	-0,184
PeD	otoño	0,005	0,007	0,064
PeD	invierno	-0,056	0,001	0,245
PeD	primavera	-0,194	0,057	0,075
G	verano	-0,055	-0,055	-0,224
G	otoño	0,053	0,071	-0,046
G	invierno	-0,246	0,188	0,189
G	primavera	-0,185	0,096	0,101
C15	verano	-0,021	-0,102	-0,099
C15	otoño	0,179	-0,075	0,165
C15	invierno	-0,249	0,143	0,269
C15	primavera	-0,076	-0,011	0,028
CA	verano	0,114	-0,292	-0,12
CA	otoño	-0,212	-0,314	0,068
CA	invierno	-0,192	-0,04	0,261
CA	primavera	-0,105	-0,296	0,032
D	verano	0,297	-0,214	-0,265
D	otoño	0,315	-0,796	0,4
D	invierno	-0,039	-0,087	0,119
D	primavera	0,205	-0,503	0,223

Tabla 9: Resultados Análisis de Componentes Principales
Variables físico-químicas de los sedimentos

Se analizaron 7 variables x52 casos

Datos transformados y estandarizados

	Eje 1	Eje 2
Eigenvalores	3,191	1,717
Porcentaje	45,584	24,522
Porcentaje acumulado	45,584	70,105

PCA variable loadings

	Eje 1	Eje 2
TP(g/m ²)	0,462	0,15
MO(g/m ²)	0,215	0,581
g l+a/Kg PS	-0,246	0,405
g ar f/kg PS	-0,455	0,083
g ar m/Kg PS	0,349	0,385
g ar g/Kg PS	0,513	-0,047
g gr/Kg PS	0,296	-0,565

PCA case scores

	Groups	Eje 1	Eje 2
J	verano	-0,057	0,168
J	otoño	0,609	-0,227
J	invierno	-0,077	0,049
J	primavera	0,465	-0,294
CM	verano	-0,276	-0,02
CM	otoño	-0,205	0,126
CM	invierno	-0,12	0,163
CM	primavera	-0,299	-0,042
MCz	verano	-0,277	-0,018
MCz	otoño	-0,207	-0,035
MCz	invierno	-0,241	0,076
MCz	primavera	-0,306	0,023
CV	verano	-0,04	0,028
CV	otoño	-0,197	-0,034
CV	invierno	0,293	0,475
CV	primavera	-0,19	0,082
AS	verano	-0,046	0,144
AS	otoño	-0,129	0,148
AS	invierno	-0,277	-0,116
AS	primavera	-0,334	-0,063
A	verano	0,151	0,044
A	otoño	0,5	0,06
A	invierno	0,057	0,185
A	primavera	0,237	0,359

Tabla 9 (continuación)

PCA case scores

	Groups	Axis 1	Axis 2
V	verano	0,005	-0,134
V	otoño	-0,163	0,027
V	invierno	-0,062	0,152
V	primavera	-0,206	0,056
C16	verano	-0,136	0,121
C16	otoño	-0,25	-0,04
C16	invierno	-0,244	-0,034
C16	primavera	-0,353	-0,12
PeD	verano	-0,096	-0,113
PeD	otoño	0,028	-0,131
PeD	invierno	-0,097	0,095
PeD	primavera	0,056	-0,016
G	verano	-0,213	0,107
G	otoño	0,116	-0,267
G	invierno	-0,029	0,068
G	primavera	-0,178	0,014
C15	verano	-0,022	-0,339
C15	otoño	-0,018	-0,277
C15	invierno	0,036	-0,414
C15	primavera	0,129	-0,43
CA	verano	0,25	-0,202
CA	otoño	0,262	-0,042
CA	invierno	0,362	0,239
CA	primavera	0,235	0,162
D	verano	0,32	0,263
D	otoño	0,438	0,006
D	invierno	0,383	-0,225
D	primavera	0,413	0,188

10- Resultados análisis discriminantes con variables físico-químicas del agua:

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0,162	80,874	20	0,000
2	0,65	19,168	9	0,024

Resultados de la clasificación (%):

	Grupo de pertenencia pronosticado		
Sector	cuenca superior	afluentes sierras	cuenca inferior
cuenca superior	83,3	0	16,7
afluentes sierras	0	100	0
cuenca inferior	15	5	80

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	84,8	84,8	0,866
2	15,2	100	0,592

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
PRS	0,268	0,012
OD	-0,234	0,073
PT	0,185	0,087
alcalinidad	0,329	-0,556
sólidos	-0,053	0,522
conductividad	0,115	0,490
secchi	-0,182	-0,308
MO	0,225	0,255
nitratos+nitritos	0,165	-0,187
temperatura	-0,035	-0,109

11- Resultados análisis discriminantes con variables físico-químicas de los sedimentos:

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0,587	78,455	12	0,000
2	0,857	22,803	5	0,000

Resultados de la clasificación (%):

	Grupo de pertenencia pronosticado		
Sector	cuenca superior	afluentes sierras	cuenca inferior
cuenca superior	45,8	38,9	15,3
afluentes sierras	19	81	0
cuenca inferior	20	10	70

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	73,3	73,3	0,561
2	26,74	100	0,378

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
granulometría fina	0,879	-0,267
granulometría gruesa	-0,77	0,372
clorofila a	0,37	0,237
fósforo total	-0,368	0,327
feofitina	0,266	0,692
MO	0,103	0,537

Tabla 12: Escala de abundancia de los taxa algales epipélicos observados al microscopio óptico en cada sitio y fecha

Escala de valores de 0 a 8, promedio entre réplicas

Taxa	JUNIN				CANAL MERCANTE				MONES CAZÓN				CANAL DE VINCULACIÓN				ARROYO SALADILLO			
	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
Cianofitas																				
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i> sp.	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptolyngbya subtilis</i>	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Lyngbya aestuarii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	2	0	1	0	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis firma</i>	1	0	2	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxosarcina</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nodularia spumigena</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phormidium molle</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Phormidium okenii</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Planktolynbya limnetica</i>	3	1	3	0	0	1	0	4	0	1	2	1	1	0	0	1	0	0	2	3
<i>Planktothrix suspensa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synechocystis salina</i>	1	1	1	0	1	1	3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Clorofitas																				
<i>Binuclearia tectorum</i>	3	1	1	1	2	1	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	3
<i>Coelastrum astroideum</i>	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cosmarium phaseollus</i>	1	1	1	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Franceia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Golenkinia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium circinale</i>	1	0	4	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0

Tabla 12 (continuación)

	JUNIN				CANAL MERCANTE				MONES CAZÓN				CANAL DE VINCULACIÓN				ARROYO SALADILLO			
	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium tortile</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	2	1	2	1	1	0	2	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Oocystis parva</i>	3	1	1	1	1	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1
<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	2	1
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	3	3	2	2	2	5	3	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	2	1	1	1	1	2	1	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1
<i>Spyrogyra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimun</i>	1	0	1	1	1	1	2	1	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	1	1	2	1	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	1
ulotrical	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenofitas																				
<i>Euglena proxima</i>	1	1	3	1	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Euglena</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglena</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1
<i>Phacus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diatomeas																				
<i>Actinocyclus octonarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora copulata</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	1	1	0	1	0	0	1	1	2	0	0	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1

Tabla 12 (continuación)

	JUNIN				CANAL MERCANTE				MONES CAZÓN				CANAL DE VINCULACIÓN				ARROYO SALADILLO			
	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Caloneis westii</i>	0	0	3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Campylodiscus clypeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coscinodiscus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Craticula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	0	0	1	0	0	1	1
grupo <i>Cyclotella</i>	1	0	1	1	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella atomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Denticula</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Entomoneis alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Fallacia pygmaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fallacia tenera</i>	0	0	1	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma terryanum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halamphora coffeaeformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta hungarica</i>	1	0	1	0	0	1	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	2	0	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Navicula microcari</i>	0	0	0	0	1	0	1	2	3	3	2	1	1	0	0	1	0	0	1	0
grupo <i>Navicula recens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia nana</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	0	2	0	0	1	1	3	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	1	1	0	0	1	1	0	1	1	2	4	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nitzschia linearis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 12 (continuación)

	JUNIN				CANAL MERCANTE				MONES CAZÓN				CANAL DE VINCULACIÓN				ARROYO SALADILLO			
	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Nitzschia trybionella</i>	0	0	1	0	0	0	1	1	1	2	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudosolenia carcar-avis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	1	6	0	1	3	4	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	3	0	0	0	5	0	0	0	1
grupo <i>Rhopalodia</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis anceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	0	0	1	0	1	1	1	1	0	3	1	0	1	0	3	1	0	1	1	0
grupo <i>Synedra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassionema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tryblionella compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
riqueza de especies	25	15	33	18	20	20	30	31	15	15	21	16	20	0	10	26	12	2	20	20

Tabla 12 (continuación)

Taxa	ACHUPALLAS				VALLIMANCA			CANAL 16				PARAJE EL DESTINO				GUERRERO			
	ver	oto	inv	prim	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
Cianofitas																			
<i>Anabaena</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa elachista</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	1	1	0	0	0
<i>Chroococcus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leptolyngbya subtilis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lyngbya aestuarii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Merismopedia tenuissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Microcystis firma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Myxosarcina</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nodularia spumigena</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phormidium molle</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phormidium okenii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Planktolynbya limnetica</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Planktothrix suspensa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Clorofitas																			
<i>Binuclearia tectorum</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	2	0	0	2	1	0	0	1
<i>Coelastrum astroideum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cosmarium phaseollus</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Franceia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Golenkinia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lagerheimia subsalsa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium circinale</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0

Tabla 12 (continuación)

	ACHUPALLAS				VALLIMANCA			CANAL 16				PARAJE EL DESTINO				GUERRERO			
	ver	oto	inv	prim	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium griffithii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Monoraphidium tortile</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	0	0	1	1	1	1	1	0	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
<i>Oocystis parva</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Pediastrum tetras</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus dimorphus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0	1	2	1	2	0	1	0	0
<i>Scenedesmus opoliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1	1	2	0	2	1	0
<i>Spyrogyra</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimun</i>	1	1	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0	0	1	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
ulotrical	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglenofitas																			
<i>Euglena proxima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1	0	0	0	1	0	0
<i>Euglena</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Euglena</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Phacus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Diatomeas																			
<i>Actinocyclus octonarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Amphora copulata</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	1	1	1	1	1	3	3	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	4	3	1	0	1	2	1	1	0	0	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	0	1	1	0	0	0	0	5	3	3	0	2	0	1	0	0	0	0

Tabla 12 (continuación)

	ACHUPALLAS				VALLIMANCA			CANAL 16				PARAJE EL DESTINO				GUERRERO			
	ver	oto	inv	prim	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Caloneis westii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Campylodiscus clypeus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Coscinodiscus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Craticula</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1	1	1	1	1	0	0
grupo <i>Cyclotella</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Cyclotella atomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cymbella</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Denticula</i> spp	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Entomoneis alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Fallacia pygmaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Fallacia tenera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma terryanum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Gyrosigma</i> sp. 3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halamphora coffeaeformis</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hippodonta hungarica</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	1	0	1	0	2	1	0	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	3	3	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Navicula microcari</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	0	1	1	1	1	0	0	0
grupo <i>Navicula recens</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	0	7	0	0	0
<i>Nitzschia acicularis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia nana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	0	0	0	0	3	5	2	2	2	1	2	1	1	1	1	1	0	0	0
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	0	0	1	0	1	1	0	2	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia linearis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0

Tabla 12 (continuación)

	ACHUPALLAS				VALLIMANCA			CANAL 16				PARAJE EL DESTINO				GUERRERO			
	ver	oto	inv	prim	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Nitzschia trybionella</i>	0	0	1	1	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudosolenia carcar-avis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	0	3	5	1	2	1	0	1	1	2	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	2	1	1	4	1	0	2	0	0	1	1	0	2	1	0	0	0	0	0
grupo <i>Rhopalodia</i> spp	0	0	0	0	1	0	1	1	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis anceps</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	3	1	0	3	1	2	0	1	2	4	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	0	0	0	1	1	0	1	0	1	1	1	1	2	1	1	1	0	0	0
grupo <i>Synedra</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassionema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	0	0	0	0	1	1	0	3	3	2	0	3	1	1	0	0	0	0
<i>Tryblionella compressa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
riqueza de especies	5	2	19	32	18	16	22	10	29	20	23	16	32	29	28	15	14	1	4

Tabla 12 (continuación)

[illegible]

Tabla 12 (continuación)

[illegible]

Tabla 12 (continuación)

[illegible]

Tabla 12 (continuación)

	CANAL 15				CANAL ALIVIADOR				DESEMBOCADURA			
	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim	ver	oto	inv	prim
<i>Nitzschia tryblionella</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Planothidium delicatulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudosolenia carcar-avis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Rhopalodia</i> spp	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stauroneis anceps</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
grupo <i>Synedra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Thalassiosira</i> spp.	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Thalassionema</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0
<i>Tryblionella compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
riqueza de especies	18	10	12	13	2	17	19	7	4	16	7	8

Tabla 13: Abundancia de los taxa algales epipéllicos presentes en más del 10% de las muestras estudiadas.
Se excluyeron las muestras con riqueza de especies menor a 10

Escala de valores de 0 a 8, promedio entre réplicas

Taxa	J ver	J oto	J inv	J prim	CM ver	CM oto	CM inv	CM pr
<i>Anabaenopsis</i> sp.	2	0	4	0	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolytnbya limnetica</i>	3	1	3	0	0	1	0	4
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	7	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	1	1	1	0	1	1	3	1
<i>Binuclearia tectorum</i>	3	1	1	1	2	1	1	1
<i>Monoraphidium circinale</i>	1	0	4	1	0	1	1	1
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	2	1	2	1	1	0	2	1
<i>Oocystis parva</i>	3	1	1	1	1	1	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1	1	0	1	0	1	1	0
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	3	3	2	2	2	5	3
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	2	1	1	1	1	2	1
<i>Tetraedron minimun</i>	1	0	1	1	1	1	2	1
<i>Tetrastrum triangulare</i>	1	1	2	1	0	1	1	0
<i>Euglena proxima</i>	1	1	3	1	0	1	1	1
<i>Lepocinclis acus</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Amphora copulata</i>	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Hippodonta hungarica</i>	1	0	1	0	0	1	1	0
<i>Melosira varians</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	2	0	1	1	1	1
<i>Navicula microcari</i>	0	0	0	0	1	0	1	2
grupo <i>Navicula recens</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	0	2	0	0	1	1	3
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	1	1	0	0	1	1	0
<i>Nitzschia tryblionella</i>	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	1	6	0	1	3	4	3
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	0	0	1	0	0	1	0

Tabla 13 (continuación)

Taxa	MCz ver	MCz oto	MCz inv	MCz priir	CV ver	CV inv	CV prim
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	0	3	0	0
<i>Planktolynbya limnetica</i>	0	1	2	1	1	0	1
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	1	0	0	0	3	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	0	0	0	0	1	0	0
<i>Binuclearia tectorum</i>	0	1	1	0	1	0	0
<i>Monoraphidium circinale</i>	1	0	0	0	1	0	1
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	1	0	0	0	0	1	0
<i>Oocystis parva</i>	0	1	1	0	1	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	0	0	0	1	0	1
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	0	1	0	0	0	1
<i>Scenedesmus intermedius</i>	0	0	0	0	1	1	1
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	0	1	0	1	1	0
<i>Tetraedron minimun</i>	0	1	1	0	0	0	1
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0	1	0	0	1	0	0
<i>Euglena proxima</i>	1	1	0	1	0	0	1
<i>Lepocinclis acus</i>	1	0	1	0	0	0	1
<i>Amphora copulata</i>	0	1	1	1	0	0	1
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	1	1	0	1	0	1	1
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	0	1	1	1	0	1
<i>Hippodonta hungarica</i>	0	1	1	1	0	0	1
<i>Melosira varians</i>	0	0	2	1	0	1	1
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	0	1	0	0	1
<i>Navicula microcari</i>	3	3	2	1	1	0	1
grupo <i>Navicula recens</i>	0	0	0	1	1	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	0	0	0	0	0	1
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	1	1	2	4	0	0	1
<i>Nitzschia tryblionella</i>	1	2	1	1	0	0	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	3	0	1	3	0	0	5
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	0	3	1	0	1	3	1
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	1	1	0	0	0	0

Tabla 13 (continuación)

Taxa	AS ver	AS inv	AS prim	A inv	A prim	V oto	V inv	V prim
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	1	0	1	2	0	0	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolynbya limnetica</i>	0	2	3	0	0	0	1	1
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Binuclearia tectorum</i>	1	1	3	1	1	1	1	1
<i>Monoraphidium circinale</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oocystis parva</i>	1	0	1	1	1	0	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1	2	1	1	1	1	0	0
<i>Scenedesmus intermedius</i>	1	1	1	0	1	0	1	1
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Tetraedron minimun</i>	1	0	0	0	1	1	0	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Euglena proxima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	1	1	1	1	0	1	0
<i>Amphora copulata</i>	0	0	1	0	1	1	0	1
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	2	0	1	1	1	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>A. granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0	1	1	1	1	0	1	1
<i>Hippodonta hungarica</i>	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Melosira varians</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Navicula microcari</i>	0	1	0	0	1	0	0	0
grupo <i>Navicula recens</i>	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Nitzschia sigma</i>	0	0	0	0	0	3	5	2
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Nitzschia tryblionella</i>	0	0	0	1	1	1	0	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	1	0	0	3	5	1	2	1
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	1	1	4	1	0	2
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	3	1
<i>Surirella striatula</i>	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	0	0	0	0	0	1	1

Tabla 13 (continuación)

Taxa	C16 ver	C16 oto	C16 inv	C16 prim	PeD ver	PeD oto	PeD inv	PeD pr
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	0	1	0	0	1	1	0	1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolynbya limnetica</i>	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Binuclearia tectorum</i>	0	0	0	0	2	0	0	2
<i>Monoraphidium circinale</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Oocystis parva</i>	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	0	0	0	0	1	0	1	1
<i>Scenedesmus intermedius</i>	0	1	0	0	1	2	1	2
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1	1	1	0	1	1	1	2
<i>Tetraedron minimun</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0	1	0	0	0	1	0	1
<i>Euglena proxima</i>	0	1	0	1	1	1	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Amphora copulata</i>	0	1	0	1	0	0	1	0
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	1	3	3	1	0	0	1	0
<i>A. granulata</i> var <i>angustissima</i>	0	4	3	1	0	1	2	1
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	5	3	3	0	2	0	1
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	1	1	0	0	1	1	1
<i>Hippodonta hungarica</i>	0	1	0	1	0	2	1	0
<i>Melosira varians</i>	0	3	3	1	0	1	1	0
<i>Navicula peregrina</i>	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Navicula microcari</i>	0	1	1	1	0	1	1	1
grupo <i>Navicula recens</i>	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	2	2	1	2	1	1	1	1
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	3	0	1	0	1	0	1
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	2	1	1	0	0	1	0
<i>Nitzschia tryblionella</i>	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	1	1	2	0	0	1	1
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	1	1	0	2	1	0
<i>Staurosira construens</i>	0	3	1	2	0	1	2	4
<i>Surirella striatula</i>	0	1	1	1	1	2	1	1
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	3	3	2	0	3	1	1

Tabla 13 (continuación)

Taxa	G ver	G oto	C15 ver	C15 oto	C15 inv	C15 prim	CA oto	CA inv	D oto
<i>Anabaenopsis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Aphanocapsa holsatica</i>	1	0	1	0	1	0	1	1	0
<i>Microcystis aeruginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Planktolyngbya limnetica</i>	0	1	0	0	0	1	0	1	0
<i>Raphidiopsis mediterranea</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Binuclearia tectorum</i>	1	0	1	1	1	2	1	1	1
<i>Monoraphidium circinale</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Monoraphidium subclavatum</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	1
<i>Oocystis parva</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pediastrum boryanum</i>	0	1	0	0	0	1	0	0	0
<i>Scenedesmus ecornis</i>	1	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Scenedesmus intermedius</i>	0	1	1	1	1	1	0	1	0
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	2	2	1	1	1	0	1	1
<i>Tetraedron minimun</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0
<i>Tetrastrum triangulare</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Euglena proxima</i>	0	1	0	0	1	1	1	0	0
<i>Lepocinclis acus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Amphora copulata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Anomeoneis sphaerophora</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Aulacoseira granulata</i>	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>A. granulata</i> var <i>angustissima</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bacillaria paxillifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Hippodonta hungarica</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Melosira varians</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Navicula peregrina</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Navicula microcari</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Navicula recens</i>	7	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia sigma</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	0
grupo <i>Nitzschia frustulum</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0
grupo <i>Nitzschia paleaceae</i>	0	0	0	1	0	0	1	0	0
<i>Nitzschia tryblionella</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Staurosira construens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Surirella striatula</i>	1	0	1	0	1	1	0	1	0
<i>Tryblionella apiculata</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	1

ANEXOS: Capítulo 4

Tabla 1: Análisis de correlación con variables del agua; se destacan en color rojo las variables correlacionadas significativamente

	temp.	cond	pH	turb	OD	Secchi	vel. corr.	sólidos	MO	amonio	nitratos	NT	PRS	PT	sat oxig.	d440
temp.	1															
cond	-0,04	1														
pH	-0,24	0,06	1													
turb	0,03	-0,04	-0,06	1												
OD	0,07	0,39	0,39	0,07	1											
Secchi	-0,15	-0,04	0,46	-0,41	-0,06	1										
vel. corr.	-0,5	0,36	-0,11	-0,15	-0,39	0,35	1									
sólidos	0,01	0,32	0,2	0,6	0,6	-0,36	-0,18	1								
MO	-0,05	0,26	0,13	0,46	0,68	-0,3	-0,21	0,94	1							
amonio	0,07	-0,24	-0,62	-0,14	-0,14	-0,37	-0,13	-0,28	-0,26	1						
nitratos	0,05	-0,27	0,18	0,01	0,4	-0,16	-0,33	0,28	0,38	-0,21	1					
NT	0,1	-0,12	-0,7	-0,12	-0,06	-0,56	-0,22	-0,09	0,13	0,48	0,02	1				
PRS	0,25	-0,47	-0,7	0,03	-0,05	-0,4	-0,29	0,01	0,21	0,53	0,2	0,81	1			
PT	0,07	-0,35	-0,72	-0,11	-0,05	-0,43	-0,21	-0,15	0,08	0,67	0,09	0,91	0,93	1		
% sat oxig.	0,21	0,43	0,41	0,03	0,98	-0,04	-0,42	0,56	0,62	-0,19	0,4	-0,1	-0,12	-0,12	1	
d440	0,6	-0,48	-0,37	0,44	-0,13	-0,36	-0,42	0,29	0,19	0,25	0,08	0,15	0,57	0,3	-0,13	1

Tabla 2: Resultados Análisis de Componentes Principales

Se analizaron 13 variables x 12 casos

Datos estandarizados

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Eje 5
Eigenvalores	3,958	2,623	2,451	1,617	1,215
Porcentaje	28,273	18,734	17,507	11,548	8,681
Porc. Acumulada	28,273	47,007	64,515	76,063	84,743

PCA variable loadings

	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Eje 5
temperatura	-0,167	0,103	-0,362	0,019	0,477
cond	0,203	-0,256	0,204	-0,198	0,602
pH	0,429	-0,032	-0,137	0,196	-0,139
turbidez	-0,027	-0,292	-0,318	-0,452	-0,276
OD	0,128	-0,375	-0,169	0,35	0,384
Secchi	0,3	0,329	0,016	0,201	-0,012
vel corr	-0,101	0,411	-0,295	0,315	0,207
MO	0,01	-0,551	-0,18	0,083	0,006
amonio	-0,355	0,132	0,13	-0,034	0,154
nitratos	-0,03	-0,231	-0,16	0,576	-0,277
NT	-0,409	-0,154	0,22	0,079	0,087
PRS	-0,456	-0,062	-0,064	0,176	-0,068
d440	-0,293	0,028	-0,475	-0,14	-0,057

PCA case scores

Sitio	grupos	Eje 1	Eje 2	Eje 3	Eje 4	Eje 5
CM	sep	0,524	0,238	0,769	-0,324	-0,091
CE	sep	0,635	-0,195	0,214	-0,343	-0,013
CV	sep	0,644	0,295	0,423	0,343	-0,522
RAS	sep	-1,312	0,166	0,366	-0,059	0,1
RAL	sep	-0,159	-0,788	-0,249	0,67	-0,211
R42	sep	0,247	-0,264	-0,224	0,374	0,023
CM	mar	0,432	-0,468	0,206	-0,022	0,844
CE	mar	-0,079	-0,355	-0,754	-0,77	-0,28
CV	mar	-0,026	-0,108	-0,339	-0,151	-0,106
RAS	mar	-0,895	-0,156	0,453	-0,01	-0,067
RAL	mar	-0,182	0,794	-0,231	0,033	0,059
R42	mar	0,171	0,843	-0,635	0,259	0,264

Tabla 3- Resultados análisis discriminantes con las variables del agua:

1- Agrupamiento de los sitio en relación con los aportes de sales desde la Pampa Arenosa y el efecto atenuador de las mismas dado por las lagunas

CM	sitio que aporta sales provenientes de la Pampa Arenosa
CV (I y II)	sitios ubicado aguas abajo de una laguna
CE y RAS	sitios ubicados aguas abajo de los lagunas
R42 y RAL	sitios que no reciben directamente los aportes de la Pampa Arenosa

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0	55,991	24	0,000
2 a la 3	0,03	17,469	14	0,232

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	99,5	99,5	1
2	0,3	99,9	0,936

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
NT	0,358	0,111
PRS	0,301	0,088
PT	0,287	0,141
M.O. particulado	0,135	-0,44
nitratos+nitritos	-0,082	-0,623
amonio	-0,304	0,56
velocidad corriente	-0,011	0,43
luz	-0,247	-0,315
M.O. disuelta	-0,014	0,26
Secchi	0,001	0,192
OD	0,005	0,169
temperatura	-0,004	0,074
turbidez	0,01	-0,113
conductividad	0,04	-0,065
sólidos	0,006	0,018
pH	0,003	0,057

esta variable no se empleó en el análisis

Resultados de la clasificación (%):

	Grupo de pertenencia pronosticado			
Sector	sales	abajo 1 lag	abajo 2 lag	sin aportes
sales	100	0	0	0
abajo 1 lag	0	100	0	0
abajo 2 lag	0	0	100	0
sin aportes	0	0	0	100

Tabla 3 (continuación)**2- Agrupamiento de los sitio en relación con obras hidráulicas en ejecución**

CM y R42	sitios aguas arriba de la zona perturbada
CV (I y II)	sitios con obras en ejecución
CE, RAS y RAL	sitios aguas abajo de la perturbación

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0,001	34,327	18	0,011
2	0,174	8,752	8	0,364

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	97,2	97,2	0,997
2	2,8	100	0,909

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
amonio	-0,651	-0,168
nitratos+nitritos	0,373	0,099
M.O. particulado	0,119	-0,072
sólidos	-0,028	-0,006
PT	0,075	-0,464
PRS	0,166	-0,434
NT	0,266	-0,427
luz	-0,024	0,377
Secchi	0,023	0,357
conductividad	-0,019	0,311
M.O. disuelta	-0,106	-0,217
OD	-0,007	0,164
turbidez	-0,085	-0,131
pH	-0,018	0,109
velocidad corriente	0,024	0,076
temperatura	0,016	0,044

esta variable no se empleó en el análisis

Resultados de la clasificación (%):

Sector	Grupo de pertenencia pronosticado		
	aguas arriba	obras	aguas abajo
aguas arriba	100	0	0
obras	0	100	0
aguas abajo	0	0	100

Tabla 3 (continuación)**3- Agrupamiento de los sitio en relación con tipo de cuerpo de agua lótico:**

CM, CV (I y II) y CE sitios de canales

R42, RAS y RAL sitios de ríos

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1	0,017	20,338	10	0,026

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	100	100	0,991

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función
	1
PT	0,422
amonio	0,418
PRS	0,357
nitratos+nitritos	-0,302
luz	-0,24
NT	0,174
M.O. disuelta	0,145
velocidad corriente	0,126
pH	-0,068
conductividad	-0,068
temperatura	0,4
turbidez	-0,039
sólidos	-0,034
OD	0,012
M.O. particulado	-0,006
Secchi	-0,002

esta variable no se empleó en el análisis

Resultados de la clasificación (%):

Sector	Grupo perten. pronosticado	
	canales	ríos
canales	100	0
ríos	0	100

Tabla 4: Resultado del análisis de correlación realizado con variables del agua y de los sedimentos

Se destacan en rojo las variables correlacionadas significativamente

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Clorofila <i>a</i>	temp.	-0,11
	cond	0,14
	pH	-0,31
	turb	-0,64
	OD	0,43
	Secchi	0,36
	vel. corr.	0,48
	sólidos	-0,71
	MO	-0,59
	amonio	0,25
	nitratos	-0,36
	NT	0,37
	PRS	0,11
	PT	0,29
	% sat oxig.	-0,39
	d440	-0,4

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Materia Orgánica	temp.	-0,17
	cond	0,19
	pH	0,38
	turb	0,47
	OD	0,65
	Secchi	-0,17
	vel. corr.	-0,37
	sólidos	0,6
	MO	0,57
	amonio	-0,32
	nitratos	0,13
	NT	-0,29
	PRS	-0,22
	PT	-0,27
	% sat oxig.	0,46
	d440	0,02

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Feofitina	temp.	0,12
	cond	0,02
	pH	-0,65
	turb	-0,52
	OD	-0,38
	Secchi	-0,21
	vel. corr.	0,15
	sólidos	0,67
	MO	-0,5
	amonio	0,4
	nitratos	-0,09
	NT	0,81
	PRS	0,46
	PT	0,65
	% sat oxig.	-0,35
	d440	-0,19

Variables del sedimento		p
Clorofila <i>a</i>	Fósforo Total	0,3
	Mat. Org.	-0,76
	Feofitina	0,74
	Abund. Ind	0,49
	Abund. Cel	0,48
	Riqueza	-0,18
	Riq. Diatom.	-0,24

Variables del sedimento		p
Mat. Org	Fósforo Total	0,28
	Feofitina	-0,61
	Abund. Ind	-0,31
	Abund. Cel	-0,41
	Riqueza	-0,21
	Riq. Diatom.	0,03

Variables del sedimento		p
Feofitina	Fósforo Total	-0,02
	Abun. Ind	0,7
	Abund. Cel	0,85
	Riqueza	-0,29
	Riq. Diatom.	-0,3

Tabla 4 (continuación)

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Abunancia	temp.	0,19
Individuos	cond	-0,22
	pH	-0,45
	turb	-0,28
	OD	-0,22
	Secchi	0,03
	vel. corr.	-0,11
	sólidos	-0,34
	MO	-0,004
	amonio	-0,02
	nitratos	0,01
	NT	0,76
	PRS	0,6
	PT	0,61
	% sat oxig.	-0,22
	d440	0,04

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Abundancia	temp.	0,26
Células	cond	-0,17
	pH	-0,63
	turb	-0,24
	OD	-0,4
	Secchi	-0,22
	vel. corr.	-0,06
	sólidos	0,45
	MO	-0,24
	amonio	0,1
	nitratos	-0,01
	NT	0,83
	PRS	0,58
	PT	0,63
	% sat oxig.	-0,37
	d440	0,05

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Fósforo Total	temp.	0,03
	cond	-0,14
	pH	-0,05
	turb	-0,21
	OD	0,59
	Secchi	-0,09
	vel. corr.	-0,22
	sólidos	0,34
	MO	0,64
	amonio	0,03
	nitratos	0,76
	NT	0,32
	PRS	0,51
	PT	0,44
	% sat oxig.	0,53
	d440	0,12

Variables del sedimento		p
Abund. Ind	Fósforo Total	0,17
	Abund. Cel	0,91
	Riqueza	-0,03
	Riq. Diatom.	-0,07

Variables del sedimento		p
Abund. Cel	Fósforo Total	0,06
	Riqueza	-0,13
	Riq. Diatom.	-0,16

Variables del sedimento		p
Fósforo Total	Riqueza	-0,21
	Riq. Diatom.	0,03

Tabla 4 (continuación)

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Riqueza	temp.	0,45
	cond	-0,41
	pH	0,16
	turb	0,26
	OD	-0,05
	Secchi	0,03
	vel. corr.	-0,22
	sólidos	0,43
	MO	0,4
	amonio	-0,32
	nitratos	0,55
	NT	-0,27
	PRS	0,12
	PT	-0,19
	% sat oxig.	0,02
	d440	0,52

Vble. Sedimento	Vble. Agua	p
Riqueza diatom.	temp.	0,14
	cond	-0,49
	pH	0,32
	turb	0,27
	OD	0,02
	Secchi	0,13
	vel. corr.	-0,27
	sólidos	0,15
	MO	0,17
	amonio	-0,37
	nitratos	0,67
	NT	-0,36
	PRS	-0,06
	PT	0,25
	% sat oxig.	0,07
	d440	0,16

Variables del sedimento		p
Riqueza	Riq. Diatom.	0,77

Tabla 5- Resultados análisis discriminantes con las variables de los sedimentos:

1- Agrupamiento de los sitio en relación con los aportes de sales desde la Pampa Arenosa y el efecto atenuador de las mismas dado por las lagunas

CM	sitio que aporta sales provenientes de la Pampa Arenosa
CV (I y II)	sitios ubicado aguas abajo de una laguna
CE y RAS	sitios ubicados aguas abajo de las lagunas
R42 y RAL	sitios que no reciben directamente los aportes de la Pampa Arenosa

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0,158	117,348	21	0,000
2 a la 3	0,465	48,559	12	0,000

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	66,2	66,2	0,813
2	27,7	93,8	0,671

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
MO	-0,649	0,015
feofitina	0,556	-0,38
riqueza especies	0,393	0,263
clorofila a	0,323	-0,305
PT	0,094	0,785
Nº ind	0,329	-0,121
Nº cel	0,343	-0,161

Resultados de la clasificación (%):

Sector	Grupo de pertenencia pronosticado			
	sales	abajo 1 lag	abajo 2 lag	sin aportes
sales	80	10	10	0
abajo 1 lag	0	90	0	10
abajo 2 lag	45	0	45	10
sin aportes	5	25	10	60

Tabla 5 (continuación)**2- Agrupamiento de los sitio en relación con obras hidráulicas en ejecución**

CM y R42 sitios aguas arriba de la zona perturbada

CV (I y II) sitios con obras en ejecución

CE, RAS y RAL sitios aguas abajo de la perturbación

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1 a la 2	0,312	74,639	14	0,000
2	0,752	18,24	6	0,006

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	81,1	81,1	0,765
2	18,9	100	0,498

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función	
	1	2
MO	-0,585	0,262
riqueza especies	0,504	0,431
feofitina	0,377	0,256
PT	0,307	-0,118
Nº cel	0,243	0,473
Nº ind	0,229	0,441
clorofila a	0,223	-0,239

Resultados de la clasificación (%):

Sector	Grupo de pertenencia pronosticado		
	aguas arriba	obras	aguas abajo
aguas arriba	60	20	20
obras	10	90	0
aguas abajo	16,7	10	73,3

Tabla 5 (continuación)

3- Agrupamiento de los sitio en relación con tipo de cuerpo de agua lótico:

CM, CV (I y II) y CE sitios de canales
R42, RAS y RAL sitios de ríos

Funciones discriminantes significativas:

Contraste funciones	Lambda de Wilks	chi-cuadrado	gl	Sig.
1	0,526	41,445	7	0,000

Porcentaje varianza explicada por funciones discriminantes

Función	% varianza	% acumulado	Corr. Canónica
1	100	100	0,689

Correlación de las funciones discriminantes con las variables

	Función
	1
PT	0,692
Nº cel	0,09
Nº ind	0,376
feofitina	0,23
MO	-0,181
riqueza especies	0,079
clorofila a	-0,026

Resultados de la clasificación (%):

Sector	Grupo perten. pronosticado	
	canales	ríos
canales	92,5	7,5
ríos	26,7	73,3

Tabla 6: Abundancia promedio de los taxa algales observados al microscopio óptico expresada en Nº ind/cm²

Cianofitas	CM		CV-I		CV-II		CE		R42		RAS		RAL	
	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10
Anabaena sp	8098	108	0	10306	0	0	0	0	0	0	37476	5282	0	0
Anabaenopsis sp.	0	790	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphanocapsa holsatica	0	0	0	428	0	0	0	0	0	492	0	0	0	0
Chlorogloea microcystoides	3227	1240	0	0	0	0	0	0	474	0	0	0	0	3030
Chroococcus minimus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6829	0	0
Chroococcus minutus	9190	443	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1362
Gloeocapsa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	768	0	0	0	0
Heteroleibleinia rigidula	11219	1659	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leibleinia epiphytica	9061	0	0	0	140	0	0	0	1639	711	0	127274	182	15987
Leptolyngbya subtilis	14601	224	0	2365	0	0	2844	0	20181	773	29778	333165	6297	7126
Leptolyngbya valderiana	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10399	0	0	0	0
Lynbya aestuarii	328	732	0	0	0	101	0	0	0	0	0	0	0	0
Merismopedia marssonii	0	0	0	0	0	0	1376	0	0	0	0	0	0	0
Merismopedia tenuissima	2094	0	0	0	0	0	60387	0	2428	675	0	3568	0	854
Merismopedia warmingiana	0	0	0	0	0	0	0	8873	0	0	0	0	0	570
aff Myxosarcina	0	0	0	132	1985	4777	0	1634	1138	748	0	0	1055	820
Nodularia harveyana	0	0	0	0	0	0	0	0	1138	0	2263	0	0	0
Oscillatoria ornata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6567	0	0
Phormidium aerugineo-caeruleum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	446	0	0	0	0
Phormidium inundatum	0	0	0	0	1164	0	0	0	0	0	0	0	0	42
Phormidium molle	15000	1110	0	2686	0	0	0	915	0	0	1568	58149	0	0
Phormidium okenii	1649	1819	0	44	232	280	162	0	1670	360	45605	281594	346	5
Planktolynbya limnetica	25740	1413	0	0	0	0	0	0	0	0	77510	238375	0	0
Planktothrix aff suspensa	0	0	0	0	3918	0	11753	632	0	0	116080	100805	188	0
Pseudanabaena limnetica	3648	23390	0	424	0	102	7889	3269	2598	0	677	14	0	192
Spirulina robusta	0	643	0	0	0	0	350	0	0	212	21468	27492	137	0
Synechocystis salina	0	2443	0	2640	0	401	13523	42468	0	2431	0	7705	0	566

Tabla 6 (continuación)

	CM		CV-I		CV-II		CE		R42		RAS		RAL	
	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10
Euglenofitas														
Euglena sp. 1	17203	0	0	0	0	104	4538	832	7140	0	256318	17992	977	0
Euglena sp. 2	0	0	0	0	0	0	306	832	0	0	0	0	235	0
Phacus sp.	0	0	0	700	0	0	0	0	0	308	0	0	0	0
Trachelomonas	0	0	0	934	0	0	0	0	0	0	0	0	493	393
Clorofitas														
Actinastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	4457	0	0	0	2829	0
Binuclearia tectorum	0	0	0	0	2167	0	0	9178	0	0	0	0	0	0
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	212	0	0	0	0
Closterium moniliferum	0	0	0	96	0	497	0	0	0	193	0	0	0	0
Closterium parvulum	0	0	0	0	0	0	0	638	0	0	0	0	0	0
Coelastrum astroideum	0	0	0	0	0	375	1299	7646	1215	776	0	0	0	200
Coelastrum microporum	0	0	0	0	0	0	0	1595	0	0	0	0	0	0
Cosmarium sp 1	0	0	0	759	934	0	0	0	1215	509	0	0	137	484
Crucigenia tetrapedia	0	0	0	0	0	0	0	6907	0	0	0	0	0	0
Crucigeniella rectangularis	0	0	0	0	0	857	0	4865	0	0	0	0	0	360
Dictyosphaerium pulchellum	0	0	0	0	0	375	0	7705	0	96	0	0	0	0
Enteromorpha salina	1662	1323	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lagerheimia subsalsa	0	0	0	0	0	0	0	3201	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium arcuatum	0	0	0	759	0	0	0	3415	0	221	0	0	0	323
Monoraphidium circinale	0	0	0	17619	0	8739	0	19627	1215	2076	0	3918	0	3789
Monoraphidium contortum	0	0	0	0	0	0	0	3215	0	4330	0	1634	0	249
Monoraphidium griffithii	0	0	0	0	0	0	0	13804	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium subclavatum	0	0	0	1712	0	3792	17060	37726	0	15921	0	0	0	501
Monoraphidium tortile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	764	0	0	0	189
Oocystis sp 1	0	0	0	0	0	776	0	11294	0	0	0	0	470	0
Oocystis sp 2	0	0	0	0	0	0	0	3342	0	0	0	0	0	0
Pediastrum boryanum	0	375	0	0	0	0	918	1595	0	170	0	0	752	100
Pediastrum duplex	0	0	0	0	0	0	582	1664	0	0	0	0	0	0
Pediastrum tetras	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	108
Rhizoclonium sp.	0	0	0	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0

Tabla 6 (continuación)

	CM		CV-I		CV-II		CE		R42		RAS		RAL	
	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10
Scenedesmus acuminatus	0	0	0	0	0	0	0	1926	10043	0	0	0	2980	0
Scenedesmus acutus	0	0	0	0	0	0	0	788	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus aldavei	0	0	0	0	0	0	0	1664	0	170	0	0	0	0
Scenedesmus bicaudatus	0	0	0	934	0	401	325	23421	4860	0	0	0	0	0
Scenedesmus dimorphus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3122	0
Scenedesmus disciformis	0	0	0	0	0	0	0	2743	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus dispar	0	0	0	0	0	0	0	2714	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus ecornis	0	0	0	0	0	0	350	1269	0	384	0	0	235	493
Scenedesmus intermedius	0	0	0	0	0	0	2677	10511	0	856	0	1642	467	0
Sc. intermedius var acaudatus	0	0	0	0	0	0	0	6498	0	404	0	0	0	0
Scenedesmus longispina	0	0	0	0	0	0	0	1839	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus magnus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus nanus	0	0	0	0	0	0	325	15521	2428	0	0	0	0	300
Scenedesmus obliquus	0	0	0	0	0	0	325	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus opoliensis	0	0	0	0	0	0	0	5944	0	0	0	0	0	189
Scenedesmus quadricauda	0	2323	0	1793	2167	0	18334	34194	4856	4149	447	0	470	1368
Scenedesmus sempervirens	0	0	0	0	0	0	4793	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus spinosus	0	0	0	0	0	0	325	555	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus sp.	0	0	0	0	0	0	675	1090	0	0	0	0	0	0
Spirogyra sp.	0	0	0	0	0	0	0	133	0	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0	0	0	0	582	3857	0	0	0	0	0	0
Tetrastrum elegans	0	0	0	0	0	0	0	1615	0	0	0	0	0	0
Tetrastrum staurogeniiforme	0	0	0	0	0	0	0	2918	0	0	0	0	0	0
Tetrastrum triangulare	0	0	0	0	0	0	1138	11986	0	193	0	0	235	0
Crisofitas														
Tribonema sp.	0	0	0	0	0	0	73	0	0	2089	0	0	0	0
Diatomeas														
Achnanthes brevipes	477	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Amphora copulata	13583	5565	0	34371	57119	10737	12122	6280	9716	0	0	9850	2932	124
Amphora veneta	0	6280	0	0	0	0	3527	0	0	0	0	0	0	0

Tabla 6 (continuación)

	CM		CV-I		CV-II		CE		R42		RAS		RAL	
	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10
Anomoeoneis sphaerophora	0	0	0	1362	0	0	600	0	23058	443	3652	386512	8840	926
Bacillaria paxillifera	0	0	0	0	0	99	0	92	396703	1260	0	0	1094	0
Caloneis westii	0	0	90	1095	0	1274	6635	0	2428	0	0	0	248	0
Campylodiscus clypeus	1027	1483	0	1637	471	146	79	624	0	0	0	0	70	21
Cocconeis placentula	0	22178	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47112	1001	0
Craticula accomoda	0	0	0	2194	0	7772	1501	3809	12520	0	1752	97432	607	13549
Cyclotella meneghiniana	0	12336	0	13061	7048	4910	6212	14977	24954	7655	0	1642	20687	13562
Cyclotella spp.	0	0	0	6952	2916	857	1201	61599	68539	3649	423	25515	25959	64247
Denticula spp.	2026	0	0	0	0	0	0	263	811	221	0	0	0	0
Entomoneis sp.	0	96	0	107	0	156	0	92	0	0	0	0	259	933
Epithemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	96	0	0	0	0
Fallacia tenera	0	0	0	2245	0	0	0	2325	1215	0	0	0	0	189
Fragilaria ulna	0	0	0	0	0	0	0	0	7284	0	0	16088	0	0
Gomphonema augur	0	0	0	0	0	0	1859	0	292	3035	0	0	3266	1093
Gyrosigma aff terryanum	384	3023	0	0	2537	0	379	0	0	0	0	0	0	21
Halamphora coffeaeformis	0	2072	0	0	6435	0	3302	555	9167	0	0	462144	532	0
Hantzschia amphyoxis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	605	0	0	2098	0
Hippodonta hungarica	0	0	0	0	2540	375	650	1785	0	0	0	0	274	124
Mastogloia elliptica	0	0	0	0	0	0	379	0	0	0	0	0	0	0
Melosira varians	0	0	0	2818	8123	0	0	0	0	443	0	3283	0	0
grupo Navicula cymbula	87018	91748	0	0	0	1672	9179	3706	0	0	0	0	2645	0
Navicula trivialis	0	0	0	5316	622337	16928	0	0	0	0	0	0	563	0
Navicula spp.	0	0	0	10248	0	5533	0	2889	104401	383	128489	39625	23129	8781
grupo Nitzschia frustulum	0	16029	0	1540	0	1284	0	0	11753	0	0	421585	734	513
grupo Nitzschia gracilis	0	0	0	0	39222	78	33525	0	1612	0	423	476619	15283	0
Nitzschia nana	0	0	0	0	0	0	0	0	9724	0	0	28528	13510	124
Nitzschia reversa	0	0	0	0	0	0	0	0	23477	434	0	0	235	749
Nitzschia sigma	0	0	0	876	0	1739	0	0	1594	1394	1565	34563	12367	2757
Nitzschia tryblionella	0	0	624	2365	4717	708	50860	0	7209	0	0	0	7323	189
Nitzschia sp.	0	0	0	0	0	6041	2401	0	52065	9918	313	275845	9351	3570

Tabla 6 (continuación)

	CM		CV-I		CV-II		CE		R42		RAS		RAL	
	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10	sep-09	mar-10
Pinnularia sp.	0	0	911	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plagiotropis lepidoptera	0	59	0	0	0	182	0	92	0	0	0	0	0	0
Planothidium delicatulum	136181	1299	0	1634	876	829	2474	715	0	0	0	0	334	189
Pleurosira laevis f. polymorpha	5819	1204	0	0	0	0	0	2129	0	0	0	0	0	0
Pseudostaurosira brevistriata	0	0	0	2662	4076	0	2956	3444	845865	4367	564	0	4174	969
Pseudostaurosira subsalina	0	0	0	12980	24219	3355	14530	31397	33408	4914	3537	0	37922	19112
grupo Rhopalodia spp.	32247	5232	0	934	4684	776	4315	263	2430	0	0	16635	0	993
Stauroneis anceps	0	0	0	58055	4018	42906	0	0	44565	8046	15430	252716	426	8727
Surirella ovalis	0	0	0	0	700	0	304	555	0	0	0	0	396	0
Surirella striatula	1037	716	0	339	2128	1751	1206	370	0	0	0	0	1730	46
grupo Synedra	4369	0	0	0	0	250	0	0	0	1493	0	0	4450	613
Tryblionella apiculata	338	0	455	1505	0	4214	73618	1090	0	0	0	0	12915	2324
Tryblionella compressa	0	11764	0	2921	1634	2568	1926	6931	0	0	0	4283	334	0

ANEXOS: Capítulo 5

Tabla 1: Abundancia promedio de los taxa algales observados al microscopio óptico expresada en Nº ind/cm²

	acuario L				acuario I				acuario R			
	Dia 0	Dia 4	Dia 8	Dia 12	Dia 0	Dia 4	Dia 8	Dia 12	Dia 0	Dia 4	Dia 8	Dia 12
Cianofitas												
<i>Anabaena</i> sp.	7260	2417	0	0	6741	2856	0	0	20987	8000	0	0
<i>Chroococcus</i>	632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Heteroleibleinia rigidula</i>	14002	13700	17244	9715	6057	9327	3146	6015	2695	8556	787	7294
<i>Leibleinia epiphytica</i>	137	839	4046	8466	694	846	3466	9967	1803	474	3780	9757
<i>Leptolyngbya subtilis</i>	0	4600	0	0	1482	1298	3536	8146	0	0	5930	5191
<i>Lyngbya aestuarii</i>	860	136	915	617	709	272	386	152	591	396	525	1003
<i>Myxosarcina</i> sp.	632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nostoc</i> sp.	303	655	0	0	447	0	0	0	284	0	0	0
<i>Phormidium molle</i>	124	0	0	396	0	0	527	0	695	0	0	0
<i>Phormidium okenii</i>	2075	0	0	0	0	475	177	0	225	0	0	0
<i>Synechocystis salina</i>	1897	0	388	0	0	0	0	0	0	293	0	0
Clorofitas												
<i>Cladophora</i> aff <i>glomerata</i>	1832	3009	2200	699	770	897	392	961	659	633	1921	651
<i>Enteromorpha</i> sp.	4169	2106	1698	767	2881	2659	1092	1051	2986	1307	1948	1280
<i>Monoraphidium contortum</i>	0	0	1435	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mougeotia</i> sp.	281	137	0	111	378	0	141	408	0	108	454	1987
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0	532	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spirogyra</i> sp.	0	143	148	0	132	481	0	0	0	0	0	0
<i>Tetraedron minimun</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Diatomeas												
<i>Achnanthes brevipes</i> var. <i>intermedia</i>	89153	31476	67013	157328	96327	46522	92923	150279	33465	37328	241123	187685
<i>Amphora copulata</i>	632	532	776	0	0	1105	0	0	0	379	0	0
<i>Campylodiscus clypeus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	601	0	0	0
grupo <i>Cyclotella</i>	8410	7697	9798	1075	562	3287	1325	0	534	0	2600	1121
<i>Cocconeis placentula</i>	824	1396	8868	1146	9639	6316	1325	83924	6613	2189	0	1504
<i>Cyclotella meneguiniana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1403	0
<i>Entomoneis</i> sp.	0	0	0	609	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fallacia tenera</i>	4120	9222	8611	26900	14555	18361	20700	33306	7348	19791	18435	27965

<i>Mastogloia elliptica</i>	4617	3985	3976	2901	3141	1840	4404	3015	2004	3569	1403	6961
<i>Navicula</i> aff <i>viridula</i>	1676	993	3434	1075	1902	1474	878	0	868	2103	702	944
<i>Navicula</i> sp.	1897	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nitzschia frustulum</i>	65806	37563	140323	41966	78508	85808	66486	188798	79888	89451	133269	48054
<i>Nitzschia gracilis</i>	1264	0	718	0	3575	0	442	0	5410	2518	702	0
<i>Nitzschia nana</i>	0	331	0	538	1685	365	0	0	0	0	0	0
<i>Planothidium delicatulum</i>	1456	0	776	0	2681	735	439	979	267	672	0	0
<i>Pleurosigma elongatum</i>	24840	11077	17655	14007	21616	13212	10563	11082	12959	13068	10893	8437
<i>Pleurosira laevis</i> f. <i>polymorpha</i>	7543	3178	5858	949	2359	6565	3071	12633	1756	3112	5332	6801
<i>Pseudostaurosira brevistriata</i>	632	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudostaurosira subsalina</i>	0	0	0	19241	1341	739	25555	8456	0	2275	989	4485
<i>Rhopalodia brebissonii</i>	14867	17048	29077	21849	16802	16138	883	50573	9753	18911	9648	49147
<i>Tryblionella apiculata</i>	3765	2057	3764	3439	3473	3684	3084	5658	1470	3276	4705	1887
<i>Tryblionella compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	979	601	379	0	0